

**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE BAJA CALIFORNIA**  
**INSTITUTO DE CIENCIAS AGRÍCOLAS**



**“ADSORBENTE SUSTENTABLE PARA LA REMOCIÓN  
DE AMONIO EN AGUAS RESIDUALES AGRÍCOLAS”**

**TESIS**

QUE COMO REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER EL GRADO DE:

**INGENIERO BIOTECNÓLOGO AGROPECUARIO**

PRESENTA:

**PEDRO ESPINOZA ANGUIANO**

DIRECTORA DE TESIS:

**DRA. MARY TRINY BELEÑO CABARCAS**

MEXICALI, B.C.

SEPTIEMBRE 2025

La presente tesis “**ADSORBENTE SUSTENTABLE PARA LA REMOCIÓN DE AMONIO EN AGUAS RESIDUALES AGRÍCOLAS**” fue realizada por Pedro Espinoza Anguiano y dirigida por la Dra. Mary Triny Beleño Cabarcas, ha sido evaluada y aprobada por el Consejo Particular abajo indicado, como requisito parcial para obtener el título de:

**INGENIERO BIOTECNÓLOGO AGROPECUARIO**

**CONSEJO PARTICULAR:**

**Directora:**

---

Dra. Mary Triny Beleño Cabarcas

**Sinodal:**

---

Dr. Ricardo Torres Ramos

**Sinodal:**

---

Dra. R. Esmeralda Rodríguez Gonzáles

## **AGRADECIMIENTOS**

A lo largo de este recorrido académico y de vida, he sido afortunada por contar con el apoyo invaluable de personas maravillosas. Por ello, deseo expresar mi más sincero agradecimiento:

A mi madre, Martha Gabriela Anguiano Pérez, por sus sacrificios y amor incondicional. A mis abuelos y a mi hermana, por su compañía y apoyo.

A mi directora de tesis, Dra. Mary Triny Beleño Cabarcas, por su amistad, apoyo y enseñanzas durante este recorrido. Su conocimiento y compromiso fueron fundamentales para la culminación del trabajo.

Al Dr. Ricardo Torres y Dra. Esmeralda Rodríguez, por sus valiosas enseñanzas, retroalimentación y apoyo durante mi formación profesional.

A mis amigos, profesores y compañeros, por compartir risas, aventuras y momentos increíbles. Su compañía hizo esta etapa más memorable.

# ÍNDICE

<b>AGRADECIMIENTOS .....</b>	<b>III</b>
<b>ÍNDICE DE CUADROS .....</b>	<b>IX</b>
<b>ÍNDICE DE FIGURAS .....</b>	<b>X</b>
<b>RESUMEN.....</b>	<b>XIII</b>
<b>ABSTRACT.....</b>	<b>XIV</b>
<b>1. INTRODUCCIÓN .....</b>	<b>1</b>
<b>2. MARCO TEÓRICO.....</b>	<b>4</b>
2.1. Uso del agua y manejo de las aguas residuales agropecuarias .....	4
2.1.1. Uso del agua en el sector agropecuario .....	4
2.1.2. Aguas residuales agropecuarias .....	5
2.1.3. Tratamiento de aguas residuales.....	5
2.1.3.1. Tratamiento primario, secundario y terciario de las aguas residuales .....	7
2.1.4. Normativa en México .....	8
2.1.5. Amonio en aguas residuales.....	9
2.2. Amonio como contaminante .....	10
2.2.1. Nitrógeno y amonio .....	10
2.2.1.1. Fuentes del amonio .....	11
2.2.1.2. Impacto del amonio en el medio ambiente .....	12
2.2.2. Normativas y estándares de amonio en aguas residuales tratadas .....	13
2.2.3. Métodos para la remoción de amonio en aguas residuales .....	14
2.3. Fenómeno de adsorción .....	17

2.3.1. Principios básicos de la adsorción.....	17
2.3.2. Mecanismo de adsorción.....	18
2.3.3 Factores que afectan la adsorción.....	19
2.3.4. Isotermas de adsorción .....	21
2.3.4.1. Modelo de Langmuir.....	21
2.3.4.2. Modelo de Freundlich.....	22
2.3.5. Cinéticas de adsorción.....	23
2.3.5.1. Pseudo-primer orden.....	23
2.3.5.2. Pseudo-segundo orden.....	24
2.3.6. Sistemas de adsorción.....	25
2.3.6.1. Sistema discontinuo (por lotes) .....	25
2.3.6.2. Sistema continuo (columna de lecho fijo) .....	25
2.3.6.3. Estudio dinámico de la columna.....	27
2.3.7. Regeneración y reutilización de adsorbentes .....	29
2.4. Bioadsorbentes: solución sostenible para el agua.....	30
2.4.1. Definición y características .....	30
2.4.2. Clasificación según el Origen .....	31
2.4.3. Propiedades físicas y químicas de los bioadsorbentes.....	32
2.4.4. Capacidad de Adsorción .....	33
2.4.5. Desempeño en Adsorción.....	34
2.4.6. Preparación y modificación de bioadsorbentes .....	35
2.4.7. Aplicaciones específicas de los bioadsorbentes .....	36
2.5. Palma datilera como bioadsorbente: un enfoque sostenible.....	40
2.5.1. Palma datilera ( <i>Phoenix dactylifera L.</i> ) .....	40
2.5.1.1. Taxonomía .....	41

2.5.1.2. Morfología y características .....	42
2.5.1.3. Dátiles como recurso alimenticio .....	43
2.5.2. Producción de la palma datilera en México.....	43
2.5.3. Generación de residuos de palma datilera.....	46
2.5.4. Potencial de los residuos de palma datilera como material adsorbente de amonio.....	47
<b>3. JUSTIFICACIÓN.....</b>	<b>50</b>
<b>4. HIPÓTESIS.....</b>	<b>51</b>
<b>5. OBJETIVOS .....</b>	<b>52</b>
5.1. Objetivo general .....	52
5.2. Objetivos específicos.....	52
<b>6. MATERIALES Y MÉTODOS .....</b>	<b>53</b>
6.1. Instrumentos .....	53
6.2. Reactivos.....	57
6.3. Metodología .....	58
6.3.1. Recolección de la materia prima.....	58
6.3.2. Pretratamiento de los residuos.....	58
6.3.3. Preparación de los bioabsorbentes .....	59
6.3.4. Determinación de amonio $\text{NH}_4^+$ en soluciones acuosas .....	60
6.3.5 Prueba preliminar de adsorción en lote .....	60
6.3.6. Análisis de datos.....	61
6.3.7. Evaluación del desempeño de adsorción de los bioadsorbentes con mayor remoción de amonio.....	61
6.3.7.1. Punto de carga cero ( $\text{pH}_{\text{PZC}}$ ) .....	62
6.3.7.2. Puntos Ácidos y Básicos.....	62

6.3.7.3. Isotermas de adsorción.....	63
6.3.7.4. Cinéticas de adsorción.....	65
6.3.8. Caracterización del bioadsorbente seleccionado .....	66
6.3.8.1. Microscopía electrónica de barrido (SEM).....	67
6.3.8.2. XRF (fluorescencia de rayos X).....	67
6.3.8.3. Análisis de estabilidad térmica.....	67
6.3.9. Optimización del proceso de adsorción en lote .....	68
6.3.10. Ensayos de adsorción en lote con muestras de aguas residuales .....	69
6.3.11. Ensayos de adsorción en columna con muestras de aguas residuales .....	70
6.3.11.1. Descripción matemática de los estudios en columnas de lecho fijo.....	71
6.3.11.2. Estudio dinámico de la columna.....	72
<b>7. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....</b>	<b>74</b>
7.1. Rendimiento del carbón de los bioadsorbentes a base de residuos de palma datilera .....	74
7.2. Ensayo preliminar de adsorción.....	74
7.3. Evaluación del desempeño de adsorción de los bioadsorbentes CA-RF y CA-HP .....	76
7.3.1. Estudio del punto de carga cero ( $pH_{PZC}$ ) de CA-HP y CA-RF .....	76
7.3.2. Determinación de los sitios ácidos y básicos .....	77
7.3.3. Modelos isotérmicos de adsorción.....	79
7.3.4. Modelos cinéticos de adsorción .....	82
7.4. Caracterización del bioadsorbente CA-HP .....	84

7.4.1. Análisis morfológico por microscopía electrónica de barrido (SEM)	85
7.4.2. Composición elemental mediante fluorescencia de rayos X (XRF)	86
7.4.3. Estabilidad térmica evaluada por termogravimetría (TGA)	88
7.5. Optimización del proceso de adsorción del bioadsorbente CA-HP	89
7.5.1. Efecto de la variación del pH en la solución	89
7.5.2. Efecto de la dosis de bioadsorbente	91
7.5.3. Efecto de la temperatura del proceso de adsorción	92
7.6. Eficiencia de CA-HP en sistema en lote con aguas residuales agropecuarias	93
7.7. Desempeño de adsorción de CA-HP en columna de lecho fijo utilizando aguas residuales agropecuarias	94
7.7.1. Estudio dinámico del proceso de adsorción de CA-HP	96
<b>8. CONCLUSIONES</b>	<b>98</b>
<b>9. PERSPECTIVAS FUTURAS</b>	<b>100</b>
<b>10. BIBLIOGRAFÍAS</b>	<b>101</b>
<b>ANEXO 1. Participación en congreso</b>	<b>119</b>

## ÍNDICE DE CUADROS

<b>Cuadro 1.</b> Procesos físicos, químicos y biológicos implementados en el tratamiento de aguas residuales. ....	6
<b>Cuadro 2.</b> Límites permisibles de nitrógeno en la descarga de agua a cuerpos receptores en México .....	13
<b>Cuadro 3.</b> Métodos para la remoción de amonio en aguas residuales. ....	15
<b>Cuadro 4.</b> Características principales de la fisisorción y quimisorción. ....	18
<b>Cuadro 5.</b> Clasificación taxonómica de la palma datilera. ....	41
<b>Cuadro 6.</b> Estudios de remoción de contaminantes utilizando residuos de palma datilera. ....	47
<b>Cuadro 7.</b> Tratamientos de los residuos de hojas y racimo de palma datilera. ....	59
<b>Cuadro 8.</b> Rendimiento de los bioadsorbentes en el proceso de pirólisis. ...	74
<b>Cuadro 9.</b> Parámetros de isothermas de Langmuir y Freundlich para los bioadsorbentes CA-HP y CA-RF.....	81
<b>Cuadro 10.</b> Parámetros de cinéticos de los bioadsorbentes CA-HP y CA-RF en la adsorción de $\text{NH}_4^+$ .....	84
<b>Cuadro 11.</b> Composición elemental y de óxidos del bioadsorbente CA-HP por análisis XRF.....	87
<b>Cuadro 12.</b> Parámetros y eficiencias en la remoción de amonio en aguas residuales de CA-HP. ....	93
<b>Cuadro 13.</b> Descripción matemática de los parámetros de la columna. ....	95
<b>Cuadro 14.</b> Parámetros predichos por el modelo de Yoon-Nelson. ....	97

## ÍNDICE DE FIGURAS

<b>Figura 1.</b> Distribución porcentual del agua en México.....	4
<b>Figura 2.</b> Sistema integral y sostenible de una planta de tratamiento de aguas residuales.....	8
<b>Figura 3.</b> Esquema representativo del ciclo del nitrógeno.....	10
<b>Figura 4.</b> Esquema representativo de la diferencia entre el proceso de absorción y adsorción.....	17
<b>Figura 5.</b> Curva de ruptura del gráfico $C/C_0$ vs el tiempo y su correlación con el movimiento de MTZ a lo largo de la columna.....	27
<b>Figura 6.</b> Palma datilera <i>Phoenix dactylifera L.</i> .....	40
<b>Figura 7.</b> Producción datilera por toneladas en México (2013-2023). .....	44
<b>Figura 8.</b> Valor de producción de dátil en México (2011-2020). .....	45
<b>Figura 9.</b> Estados con mayor producción de dátil en México en 2023: (a) producción y (b) valor de producción. ....	46
<b>Figura 10.</b> Molino de martillo oscilante y residuos de palma molidos.....	53
<b>Figura 11.</b> Horno de secado (Thelco Precision Scientific Incubator Oven 31480 Model 16). .....	54
<b>Figura 12.</b> Horno tipo mufla y montaje para carbonización de residuos.....	54
<b>Figura 13.</b> Incubadora (VWR International Model 1545). .....	55
<b>Figura 14.</b> Espectrofotómetro Iris HI 801 (Hanna® Instruments). .....	55
<b>Figura 15.</b> Montaje para ensayos en lote. ....	56
<b>Figura 16.</b> Montaje para ensayos en columna. ....	56
<b>Figura 17.</b> Preparación de soluciones de $\text{NH}_4^+$ a diferentes concentraciones. ....	57

<b>Figura 18.</b> Localización de campo experimental del Instituto de Ciencias Agrícolas.....	58
<b>Figura 19.</b> Muestras de racimo y hojas de palma recolectadas. ....	59
<b>Figura 20.</b> Adsorción preliminar de los bioadsorbentes derivados de residuos de hojas y racimos de palma datilera.....	75
<b>Figura 21.</b> $pH_{PZC}$ de los bioadsorbentes CA-HP y CA-RF.....	77
<b>Figura 22.</b> Obtención del volumen de equivalencia para los grupos (a) ácidos y (b) básicos.....	78
<b>Figura 23.</b> Isotermas de adsorción de Langmuir y Freundlich de los bioadsorbentes: (a) Langmuir CA-RF, (b) Freundlich CA-RF, (c) Langmuir CA-HP, (d) Freundlich CA-HP.....	80
<b>Figura 24.</b> Modelos cinéticos para la adsorción de amonio: (a) pseudo-primer orden CA-RF, (b) pseudo-segundo orden CA-RF, (c) pseudo-primer orden CA-HP, (d) pseudo-segundo orden CA-HP. ....	83
<b>Figura 25.</b> Morfología SEM: a) hoja de palma de dátil, b) CA-HP, carbón activado de hoja de palma de dátil pirolizada a 380 °C.....	86
<b>Figura 26.</b> Espectro XRF del adsorbente CA-HP: (a) elementos y (b) óxidos. ....	87
<b>Figura 27.</b> Análisis TGA de CA-HP. ....	89
<b>Figura 28.</b> Efecto de la variación del pH en solución (1-10) en la adsorción de amonio utilizando el CA-HP. ....	90
<b>Figura 29.</b> Efecto de la dosis de bioadsorbente CA-HP en la remoción $NH_4^+$ . ....	91
<b>Figura 30.</b> Influencia de la temperatura en el proceso de adsorción de amonio usando el bioadsorbente CA-HP.....	92

**Figura 31.** Curva de ruptura de remoción de amonio en sistema continuo de CA-HP: (a) zona inicial de adsorción eficiente, (b) zona de ruptura, y (c) zona de saturación. .... 95

**Figura 32.** Estudio de dinámico de CA-HP con el modelo de Yoon-Nelson. 97

## RESUMEN

El crecimiento de las actividades agropecuarias para satisfacer la demanda alimenticia mundial ha generado un impacto significativo en los recursos hídricos, produciendo efluentes con altas concentraciones de contaminantes como el amonio ( $\text{NH}_4^+$ ), el cual promueve la eutrofización y representa riesgos para los ecosistemas acuáticos y la salud humana. Esta investigación tuvo como objetivo desarrollar y evaluar bioadsorbentes derivados de residuos de hojas y racimos de palma datilera para la remoción de amonio en aguas residuales agropecuarias. Los resultados demostraron que el bioadsorbente CA-HP, obtenido mediante pirólisis y activación química, presentó un destacado desempeño en la remoción de amonio. El análisis cinético mostró un excelente ajuste al modelo de pseudo-segundo orden ( $R^2 = 0.9981$ ), mientras que los estudios de equilibrio revelaron un mejor ajuste a la isoterma de Freundlich ( $R^2 = 0.9928$ ), indicando un mecanismo de adsorción multicapa en una superficie heterogénea. Bajo condiciones óptimas (pH 9, 5 h de contacto, 40 °C y 1 g de bioadsorbente) partiendo de una concentración de 25 mg/L de amonio, el bioadsorbente CA-HP alcanzó una eficiencia de 86% en aguas residuales reales. En cuanto a los ensayos de adsorción en columna de lecho fijo, el adsorbente CA-HP mostró un excelente ajuste al modelo de Yoon-Nelson ( $R^2 = 0.9442$ ). Utilizando solo 6 g de material en la columna, se determinó un tiempo de ruptura ( $\tau$ ) al 50% de 83.27 min y una constante cinética ( $k_{YN}$ ) de 0.0483  $\text{min}^{-1}$  para una concentración inicial de amonio de 25 mg/L. La adsorción en sistema continuo tuvo una eficiencia global de 63.45% y una capacidad en equilibrio de 1.91 mg/g, valor que resulta prometedor dado las ventajas económicas y ambientales. Estos resultados posicionan al CA-HP como una alternativa sostenible y escalable para el tratamiento de efluentes con concentraciones bajas y medias de amonio.

**Palabras clave:** amonio, bioadsorbente, carbón activado, palma datilera, aguas residuales.

## ABSTRACT

The growth of agricultural and livestock activities to meet global food demand has significantly impacted water resources, generating effluents with high concentrations of contaminants such as ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ), which promotes eutrophication and poses risks to aquatic ecosystems and human health. This study aimed to develop and evaluate bioadsorbents derived from date palm leaf and fruit stalk residues to remove ammonium from agro-industrial wastewater. The results demonstrated that the CA-HP bioadsorbent, obtained through chemical activation of date palm leaf residues, showed outstanding performance in ammonium removal. Kinetic analysis revealed an excellent fit to the pseudo-second-order model ( $R^2 = 0.9981$ ). At the same time, equilibrium studies showed a better fit to the Freundlich isotherm ( $R^2 = 0.9928$ ), indicating a multilayer adsorption mechanism on a heterogeneous surface. Under optimal conditions (pH 9, 5 hours of contact, 40 °C, and 1 g of adsorbent), with an initial ammonium concentration of 25 mg/L, the CA-HP bio adsorbent achieved 86% removal efficiency in real wastewater. In fixed-bed column adsorption tests, CA-HP exhibited an excellent fit to the Yoon-Nelson model ( $R^2 = 0.9442$ ). Using only 6 g of material in the column, a breakthrough time ( $\tau$ ) at 50% was determined to be 83.27 minutes, with a kinetic constant ( $k_{YN}$ ) of  $0.0483 \text{ min}^{-1}$  for a 25 mg/L ammonium concentration. Continuous system adsorption showed an overall efficiency of 63.45% and an equilibrium capacity of 1.91 mg/g values that are promising given the economic and environmental advantages. These results position CA-HP as a sustainable and scalable alternative for the tertiary treatment of effluents with low to moderate ammonium concentrations.

**Keywords:** activated carbon, ammonium, bioadsorbent, date palm, wastewater.

# 1. INTRODUCCIÓN

La expansión e intensificación de las actividades agrícolas y ganaderas, impulsadas por la necesidad de satisfacer las demandas alimentarias de una población en constante crecimiento, han ejercido una presión significativa sobre los recursos hídricos. Estas actividades no solo consumen grandes volúmenes de agua, sino que también generan importantes cantidades de aguas residuales cargadas de nutrientes, materia orgánica, compuestos químicos y patógenos (Evans *et al.*, 2019).

El uso intensivo de fertilizantes nitrogenados y las excretas animales ha incrementado las concentraciones de amonio ( $\text{NH}_4^+$ ) en los efluentes agropecuarios. Este compuesto, al ser mal gestionado en efluentes agropecuarios, su acumulación en cuerpos de agua, representa un riesgo para los ecosistemas y la salud humana (Zhou & Wang, 2023). En altas concentraciones, este compuesto favorece la eutrofización, un proceso que provoca el crecimiento descontrolado de algas, reduciendo la claridad del agua, disminución del oxígeno y resultando tóxico para la fauna acuática (Shu *et al.*, 2019; Bhagowati & Ahamad, 2019).

Para mitigar este problema, se han implementado métodos convencionales como la nitrificación-desnitrificación, el intercambio iónico, las tecnologías de membranas y la precipitación química (Barahona *et al.*, 2022; Guida *et al.*, 2020; Wu & Vaneeckhaute, 2022; Adam *et al.*, 2019). Sin embargo, estos procesos suelen estar limitados por altos costos de operación, requerimientos operativos específicos y desafíos en términos de sostenibilidad. En este contexto, la adsorción emerge como una alternativa eficiente, económica y de fácil operación, especialmente al emplear

bioadsorbentes derivados de fuentes biológicas como residuos agrícolas (Han *et al.*, 2021).

Los residuos de palma datilera se destacan como una materia prima ideal para el desarrollo de bioadsorbentes. Este cultivo, ampliamente utilizado en regiones áridas, genera grandes volúmenes de residuos durante su producción y procesamiento, como hojas, raquis, semillas, tallos y fibras (Burezq & Davidson, 2023; Belgacem *et al.*, 2021). Se estima que la producción anual de hojas secas de palma tras la poda, alcanza los 1.6 millones de toneladas, cuya acumulación y gestión inadecuada puede generar impactos ambientales significativos (Burezq & Davidson, 2023; El Janati *et al.*, 2023). La composición de estos residuos, rica en celulosa, hemicelulosa y lignina, les proporciona características estructurales y químicas ideales para su uso en procesos de adsorción (Belgacem *et al.*, 2021).

Una estrategia eficaz para mejorar la capacidad adsorbente de estos residuos es su conversión en biocarbón, un material sólido rico en carbono obtenido mediante pirólisis de biomasa a altas temperatura en ausencia de oxígeno. Este proceso otorga a los materiales propiedades físicas y químicas mejoradas, como gran área superficial y alta densidad de microporos, incrementando su capacidad de adsorción (Qiu *et al.*, 2022). Además, la modificación química de biocarbón mediante tratamientos con ácidos, bases u oxidantes permite obtener carbón activado, un material adsorbente con características superiores. Este proceso mejora la formación de poros y aumenta los grupos funcionales en la superficie, mejorando su afinidad hacia contaminantes específicos (Othmani *et al.*, 2021).

El desarrollo de bioadsorbentes a partir de residuos de palma datilera no solo proporciona una solución sostenible para el tratamiento de aguas residuales, sino que también valoriza estos subproductos agrícolas al convertirlos en materiales de valor agregado. El objetivo principal de esta

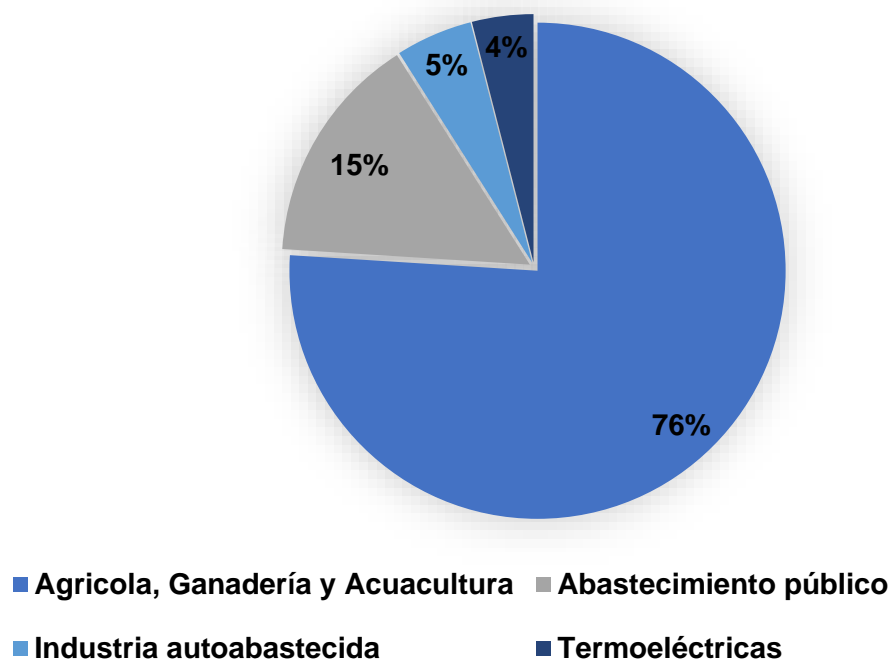
investigación fue evaluar el potencial de los residuos de hoja y racimo fructífero de la palma datilera como materiales bioadsorbentes, específicamente biocarbón y carbón activado, para la remoción de amonio en aguas residuales agropecuarias. Esto incluyó la evaluación del desempeño de adsorción, la caracterización del material con mejor rendimiento, la optimización del proceso de adsorción y la validación de su aplicación en aguas residuales agropecuarias en sistema discontinuo (en lote) y continuo (columna de lecho fijo).

## 2. MARCO TEÓRICO

### 2.1. Uso del agua y manejo de las aguas residuales agropecuarias

#### 2.1.1. Uso del agua en el sector agropecuario

El agua es un recurso indispensable para la vida y el equilibrio ecológico del planeta (Gavrilescu, 2021). Además, es esencial para el desarrollo de actividades humanas, particularmente en el sector agropecuario, el cual incluye la agricultura y la ganadería. A nivel mundial, este sector utiliza aproximadamente el 70% del agua dulce disponible, lo que lo convierte en el mayor consumidor de este recurso (Gourbesville, 2008).



**Figura 1.** Distribución porcentual del agua en México (CONAGUA, 2018).

En México las actividades agropecuarias representan una proporción significativa del uso del agua debido a la amplia extensión de tierras de cultivo

y la producción intensiva de ganado (**Figura 1**). Sin embargo, factores como el crecimiento poblacional, el cambio climático y la ineficiencia en el manejo de agua han incrementado la presión sobre los recursos hídricos, limitando su disponibilidad para estas actividades. Este panorama genera retos significativos para garantizar la sostenibilidad del agua en el sector agropecuario, comprometiendo los Objetivos del Desarrollo Sostenible (ODS) de la ONU que busca garantizar el acceso universal al agua limpia y segura.

### **2.1.2 Aguas residuales agropecuarias**

Las actividades agropecuarias no solo consumen grandes volúmenes de agua, sino que también generan importantes cantidades de aguas residuales cargadas de nutrientes, materia orgánica, compuestos químicos y patógenos (Evans *et al.*, 2019). Estas aguas residuales se originan en procesos agrícolas y pecuarios, afectando significativamente su calidad.

A nivel mundial, más del 80% de las aguas residuales generadas se descargan al medio ambiente sin recibir tratamiento adecuado (Khan *et al.*, 2019). Este vertido de efluentes ricos en nutrientes y contaminantes a cuerpos de agua genera problemas en el medio ambiente, como la eutrofización, además de representar un grave riesgo para la salud humana. La contaminación hídrica también reduce la cantidad de agua disponible para consumo humano y actividades agropecuarias, generando problemas de escasez (Singh *et al.*, 2024). Esto subraya la importancia de implementar estrategias sostenibles para el tratamiento y manejo de las aguas residuales.

### **2.1.3. Tratamiento de aguas residuales**

Las Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR) son instalaciones diseñadas para separar los contaminantes presentes en el agua residual y así garantizar su disposición segura en los cuerpos receptores. El objetivo principal de estos procesos es permitir la reutilización o descarga de

los efluentes al medio ambiente sin causar un daño significativo (Morillas *et al.*, 2022). Los procesos implementados en una PTAR pueden incluir estrategias físicas, químicas y biológicas como se muestra en el **Cuadro 1**.

**Cuadro 1.** Procesos físicos, químicos y biológicos implementados en el tratamiento de aguas residuales.

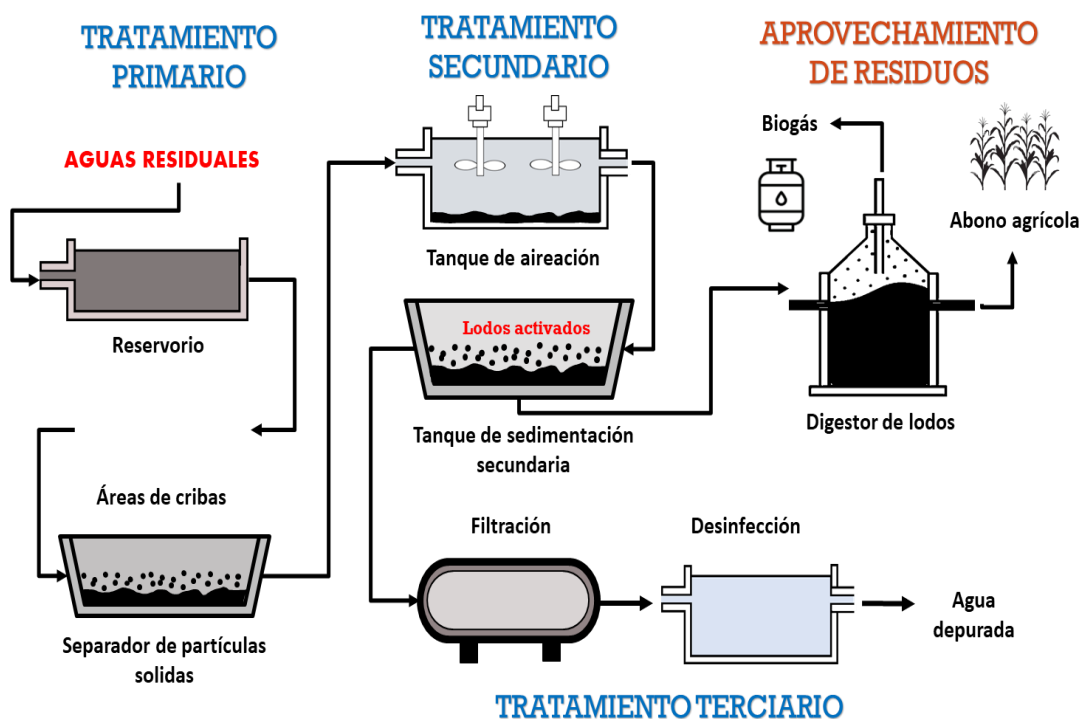
Proceso	Descripción	Tratamientos	Ref.
<b>Físico</b>	Utiliza operaciones mecánicas para separar sólidos y partículas. No altera las propiedades bioquímicas de los contaminantes.	<ul style="list-style-type: none"> <li>● Desnatado</li> <li>● Cribas</li> <li>● Sedimentación</li> <li>● Adsorción</li> <li>● Filtración</li> <li>● Osmosis inversa</li> </ul>	Singh <i>et al.</i> , 2024; Shojaei <i>et al.</i> , 2024
<b>Químico</b>	Utiliza productos químicos e incluye la separación de contaminantes a través de una reacción química.	<ul style="list-style-type: none"> <li>● Coagulación-floculación</li> <li>● Fotocatálisis</li> <li>● Oxidación electroquímica</li> <li>● Electro-Fenton (EF)</li> <li>● Oxidación anódica</li> </ul>	Shojaei <i>et al.</i> , 2024 Samsami <i>et al.</i> , 2020
<b>Biológico</b>	Emplea el uso de microorganismos para eliminar los compuestos orgánicos de los efluentes.	<ul style="list-style-type: none"> <li>● Digestión anaerobia</li> <li>● Laguna Aeróbica</li> <li>● Filtros anaeróbicos</li> <li>● Lodos Activados</li> <li>● Reactor anaeróbico con deflectores</li> </ul>	Musa & Idrus, 2021

El tratamiento de aguas residuales contribuye a la protección de los recursos hídricos y desempeña un papel crucial en la sostenibilidad ambiental, al promover la reutilización del agua tratada en actividades agrícolas, industriales y urbanas (Kesari *et al.*, 2021).

#### **2.1.3.1. Tratamiento primario, secundario y terciario de las aguas residuales**

El tratamiento de aguas residuales se lleva a cabo en tres etapas principales: tratamiento primario, secundario y terciario (**Figura 2**). Cada etapa tiene objetivos específicos orientados a mejorar la calidad del agua mediante procesos físicos, químicos y biológicos. En el tratamiento primario, se busca remover sólidos suspendidos y coloidales mediante procesos físicos como sedimentación. En el tratamiento secundario, se emplean procesos biológicos para la eliminación de compuestos orgánicos y nutrientes presentes en el agua. Finalmente, el tratamiento terciario se enfoca en la remoción de contaminantes residuales como nutrientes específicos, sólidos y patógenos (Rout *et al.*, 2021).

## Planta de Tratamiento de Aguas Residuales



**Figura 2.** Sistema integral y sostenible de una planta de tratamiento de aguas residuales. *Elaboración propia.*

En las plantas de tratamiento de aguas residuales, estas tres etapas constituyen un sistema integral para la reducción de contaminantes. Esto, no sólo mitiga los impactos ambientales asociados al vertido de efluentes no tratados, sino que también, disminuye los riesgos para la salud y mejora la sostenibilidad del recurso.

### 2.1.4. Normativa en México

En México, la gestión y tratamiento de las aguas residuales están regulados por un marco normativo que busca proteger los recursos hídricos. Una de las principales normativas es la Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-2021, la cual regula los límites máximos de contaminantes en la

descarga de aguas residuales en cuerpos receptores nacionales. Esta norma considera parámetros como la Demanda Química de Oxígeno (DQO), sólidos suspendidos totales y el nitrógeno total, los cuales son críticos para evaluar la calidad de las aguas tratadas (SEMARNAT, 2021).

Por otro lado, la Ley de Aguas Nacionales (LAN) es el instrumento jurídico principal para la regulación del agua en México. Esta ley establece directrices para la gestión integral de recursos hídricos y contempla sanciones por incumplimiento de las normativas relacionadas con las descargas de aguas residuales (PROFEPA, 2016).

Estas normativas son fundamentales para orientar el manejo de aguas residuales en el país, asegurando que las actividades agropecuarias e industriales cumplan con los estándares establecidos y reduzcan su impacto ambiental.

#### **2.1.5. Amonio en aguas residuales**

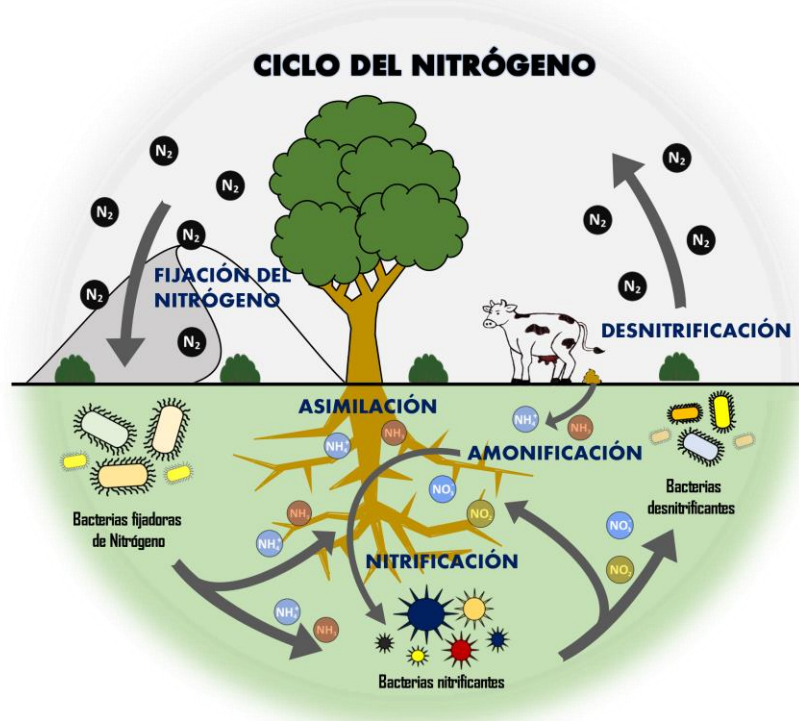
El crecimiento del sector agrícola y pecuario ha incrementado significativamente las concentraciones de nitrógeno en las aguas residuales, particularmente en forma de amonio. Estas actividades generan efluentes ricos en nutrientes que, incluso después de someterse a tratamientos convencionales, pueden contener concentraciones elevadas de amonio. Este compuesto, al ser descargado en cuerpos receptores, representa una amenaza al medio ambiente y representa riesgos para la salud.

El sector agropecuario enfrenta importantes desafíos relacionados con la gestión de amonio en aguas residuales. Las normativas actuales establecen límites estrictos para la descarga de efluentes con alto contenido de nitrógeno, lo que exige la implementación de tecnologías avanzadas. Esto supone retos económicos y técnicos, especialmente para cumplir con los estándares establecidos de manera eficiente.

## 2.2. Amonio como contaminante

### 2.2.1. Nitrógeno y amonio

El nitrógeno es un elemento esencial para la vida en la tierra, ya que desempeña un papel fundamental en la composición y funcionamiento de todos los seres vivos. Se encuentra disponible en diferentes formas, como gas en la atmósfera, disuelto en el agua, inmovilizado en el suelo, así como biológicamente ligado a los seres vivos. Su transición entre estas formas constituye el ciclo del nitrógeno (Giordano *et al.*, 2021) (**Figura 3**).



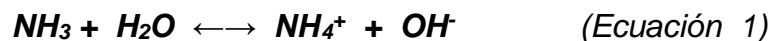
**Figura 3.** Esquema representativo del ciclo del nitrógeno. *Elaboración propia.*

En los sistemas agrícolas, el nitrógeno juega un rol importante, ya que interviene en varios procesos como el crecimiento y desarrollo de los cultivos (Anas *et al.*, 2020). Para satisfacer las crecientes demandas alimentarias de

una población mundial en constante expansión, el uso de fertilizantes nitrogenados se ha vuelto indispensable, al contribuir significativamente al aumento en la producción de alimentos y la mejora de los rendimientos agrícolas (Giordano *et al.*, 2021; Rodríguez & Sanders, 2015). Sin embargo, a pesar de que el nitrógeno tiene un impacto positivo en la agricultura, su mal manejo puede desencadenar efectos negativos en el medio ambiente.

El nitrógeno se encuentra en el medio ambiente de diversas formas, siendo el amonio una de las más importantes (Feng *et al.*, 2020). El amonio ( $\text{NH}_4^+$ ) es un ion cargado positivamente formado mediante la protonación del amoníaco ( $\text{NH}_3$ ). Es uno de los compuestos nitrogenados inorgánicos más comunes en el agua y se encuentra comúnmente en el medio ambiente como un producto procedente de la descomposición de la materia orgánica (Zhang *et al.*, 2020).

El amonio se encuentra en equilibrio con el amoníaco en el agua, y este equilibrio está influenciado por diversos factores como la temperatura, el pH y la salinidad del agua. La interconversión entre el amonio y el amoníaco se describe mediante la siguiente reacción:



Bajo condiciones normales de 25 °C y un pH de 7 el amonio es la especie predominante frente al amoníaco. A medida que aumenta el pH y la temperatura, el equilibrio se desplaza hacia la formación de amoníaco (Cárdenas & Sánchez, 2013).

#### **2.2.1.1. Fuentes del amonio**

El amonio es un compuesto que se libera al medio ambiente a través de diversas fuentes tanto naturales como antropogénicas. Entre las fuentes naturales, se incluyen la descomposición de materia orgánica, como plantas y

animales muertos, y procesos biológicos como la nitrificación y desnitrificación, en las que participan bacterias que transforman el nitrógeno orgánico en amonio (Zhang *et al.*, 2020; Pantoja, 2024). Además, actividades naturales como erupciones volcánicas contribuyen a la presencia del amonio en el medio ambiente (Mora *et al.*, 2021).

Por otro lado, las fuentes antropogénicas han aumentado significativamente con el desarrollo de actividades humanas. La producción intensiva de ganado y el crecimiento de la agricultura han dado lugar a grandes cantidades de aguas residuales con altas concentraciones de amonio (Zhou & Wang, 2023). Las principales actividades generadoras de amonio incluyen la síntesis de fertilizantes químicos nitrogenados, que liberan amonio en el suelo y agua; los corrales de engorde intensivos de animales, que producen residuos ricos en nitrógenos; la acuicultura, que genera efluentes con altos niveles de este compuesto (Han *et al.*, 2021). Estas prácticas aumentan los niveles de este compuesto en el medio ambiente, lo que puede tener efectos negativos en ecosistemas acuáticos y en la calidad del agua.

#### **2.2.1.2. Impacto del amonio en el medio ambiente**

El amonio es una de las formas más comunes y tóxicas de nitrógeno, y su liberación no controlada puede tener efectos nocivos en el medio ambiente (Zhang *et al.*, 2020). Las altas concentraciones de amonio en ecosistemas acuáticos pueden contribuir a la eutrofización, un proceso donde el exceso de nutrientes provoca un crecimiento descontrolado de algas y plantas acuáticas (Shu *et al.*, 2019; Bhagowati & Ahamad, 2019). Dicho proceso provoca un desequilibrio ecológico que trae como consecuencia: menor claridad del agua, disminución del oxígeno y toxicidad para la fauna acuática de lagos, ríos y otros cuerpos de agua (Bhagowati & Ahamad, 2019).

El impacto del amonio no se limita a los ecosistemas acuáticos, también representa un riesgo importante para la salud humana (Zhang *et al.*,

2020). La ingesta de nitrógeno amoniacal en exceso puede provocar síndrome del bebe azul, daño hepático y cáncer gástrico (Shu *et al.*, 2019). Además, en el suelo, puede provocar variación del pH, el deterioro de la estructura del suelo y toxicidad (González, 2019).

### 2.2.2. Normativas y estándares de amonio en aguas residuales tratadas

Debido al impacto ambiental del amonio en los ecosistemas, se han implementado normativas y estándares que regulen los límites permitidos de su concentración en aguas residuales tratadas antes de su descarga a cuerpos receptores. Estas regulaciones buscan minimizar los efectos negativos en los ecosistemas acuáticos y proteger la calidad del agua (Preisner *et al.*, 2020). Los límites permisibles de descarga varían entre cada país y organismos internacionales.

En México, la regulación de la calidad del agua está establecida en la NOM-001-SEMARNAT-2021, que fija los límites permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores. Sin embargo, esta norma no especifica un límite directo para el amonio, en su lugar, se regula el nitrógeno total (**Cuadro 2**), el cual incluye todas las formas de nitrógeno presentes en las aguas residuales, tales como nitrógeno orgánico, amonio, nitrito y nitratos (SEMARNAT, 2021). Las tecnologías de membrana ofrecen alta eficiencia y tienden a producir agua estable sin la adición de químicos, pero su elevado costo de operación puede ser una desventaja (Adam *et al.*, 2019).

**Cuadro 2.** Límites permisibles de nitrógeno en la descarga de agua a cuerpos receptores en México (SEMARNAT, 2021).

Cuerpo receptor	Nitrógeno total (mg/L)		
	Promedio mensual	Promedio diario	Valor instantáneo

Ríos, arroyos, canales, drenes	25	30	35
Embalses, lagos y lagunas	15	25	30
Zonas marinas mexicanas	25	30	35
S u e l o	Riego de áreas verdes	No aplica	No aplica
	Infiltración y otros riegos	No aplica	No aplica
	Cárstico	15	25

La falta de un límite permisible específico para el amonio podría dificultar el manejo de esta sustancia en las aguas residuales tratadas. Dado que el amonio puede ser tóxico para el medio ambiente (Zhang *et al.*, 2020), es fundamental que las plantas de tratamiento de aguas residuales implementen tecnologías y métodos adecuados para la remoción y control, con la finalidad de garantizar una protección más efectiva de los recursos hídricos.

### 2.2.3. Métodos para la remoción de amonio en aguas residuales

Los métodos más empleados para la remoción de amonio en aguas residuales incluyen el proceso de nitrificación-desnitrificación (Barahona *et al.*, 2022), intercambio iónico (Guida *et al.*, 2020), tecnología de membrana (Adam *et al.*, 2019), precipitación química (Wu & Vaneckhaute, 2022) y adsorción (Bellahsen *et al.*, 2021) (**Cuadro 3**). El proceso de nitrificación-desnitrificación es el proceso biológico más utilizado debido a su capacidad de convertir el amonio a nitrógeno gaseoso (N<sub>2</sub>), este puede requerir largos tiempos para su bioconversión y requiere condiciones controladas (Ye *et al.*, 2018; Barahona *et al.*, 2022).

El intercambio iónico es un método eficaz para remover y recuperar el amonio cuando está presente en concentraciones bajas, aunque el proceso puede ser costoso (Pinelli *et al.*, 2022). La precipitación química es otra opción

para la remoción de amonio con un costo moderado, con la desventaja de alta afectación por posición química de otros iones (Zhang *et al.*, 2011). Por otro lado, la adsorción, tiene muchas características favorables, siendo su alta eficiencia de remoción, facilidad de operación y bajo consumo de energía una de las más importantes (Han *et al.*, 2021). Esto la convierte en una alternativa prometedora de estudio para su aplicación en la remoción de amonio en aguas residuales agropecuarias.

**Cuadro 3.** Métodos para la remoción de amonio en aguas residuales.

<b>Método</b>	<b>Ventaja</b>	<b>Desventaja</b>	<b>Ref.</b>
<b>Nitrificación- Desnitrificación</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Altos niveles de eficiencia</li> <li>• Generación de sustancias no dañinas (N<sub>2</sub>).</li> <li>• Proceso biológico sostenible</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Condiciones específicas del proceso</li> <li>• Mayores costos de operación</li> <li>• Monitoreo constante</li> <li>• Bioconversión lenta</li> <li>• Factores ambientales desfavorables</li> </ul>	<p>Barahona <i>et al.</i>, 2022</p> <p>Ashrafizadeh &amp; Khorasani, 2010</p>
<b>Tecnología de membrana</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Rápido rendimiento de separación</li> <li>• Selectividad y eficiencia</li> <li>• Produce agua estable sin la adición de químicos</li> <li>• Consumo de energía relativamente bajo</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Sensibilidad en condiciones de funcionamiento elevadas (presión/temperatura)</li> <li>• Costos operativos</li> <li>• Alta inversión</li> </ul>	<p>Adam <i>et al.</i>, 2019</p>

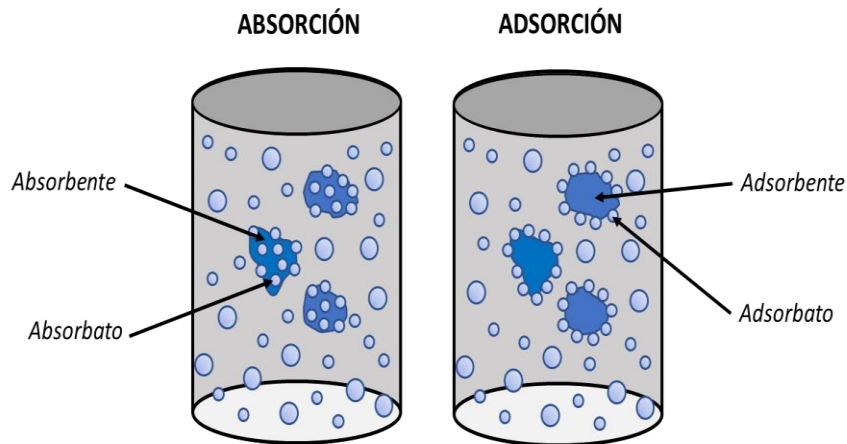
<b>Intercambio iónico</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Alta afinidad hacia el amonio</li> <li>Alta eficiencia de eliminación</li> <li>Operación simple</li> <li>Respetuoso con el medio ambiente</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Sensible a la presencia de otros iones</li> <li>Consumo de agua y químicos en la regeneración</li> <li>Puede ser costoso</li> </ul>	Adam et al., 2019 Mazloomi, & Jalali, 2016
<b>Precipitación química</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Recuperación de subproductos (fertilizante)</li> <li>Costo moderado</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Requiere condiciones específicas (pH y temperatura)</li> <li>Uso de reactivos químicos</li> </ul>	Adam et al., 2019 Wu & Vaneckhaut e, 2022
<b>Adsorción</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Eficiencia de eliminación</li> <li>Bajo costo</li> <li>Alta selectividad</li> <li>Fácil de operar</li> <li>Bajo consumo de energía</li> <li>Sostenibilidad</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Requiere modificación para mayor adsorción</li> <li>Condiciones específicas de operación</li> <li>Regeneración complicada (puede ser costosa)</li> </ul>	Han <i>et al.</i> , 2021 Kong <i>et al.</i> , 2019

Cada uno de estos métodos de tratamiento ofrecen ventajas y desventajas dependiendo de las características de las aguas residuales (concentración inicial de contaminantes, contenido de materia orgánica, iones competidores, etc.). La elección del método de remoción dependerá de los objetivos específicos de tratamiento.

## 2.3. Fenómeno de adsorción

### 2.3.1. Principios básicos de la adsorción

El término sorción se emplea para describir, de manera general, los procesos de absorción y adsorción, los cuales difieren en su mecanismo (**Figura 4**). La absorción consiste en la incorporación de una sustancia (adsorbato) en la masa o el volumen de otro material (absorbente), permitiendo separar componentes de soluciones líquidas o gaseosas. Por otro lado, la adsorción ocurre únicamente en la superficie del adsorbente, especialmente en materiales sólidos porosos, donde los poros aumentan significativamente el área superficial disponible para el proceso (Ghaedi, 2021).



**Figura 4.** Esquema representativo de la diferencia entre el proceso de absorción y adsorción. *Elaboración propia.*

En la mayoría de las situaciones, este método no exige un consumo excesivo de energía; la eficiencia de eliminación suele depender del equilibrio cinético y está influenciado por las propiedades superficiales y la composición del adsorbente (Rápó & Tonk, 2021). La adsorción se posiciona como una de las tecnologías más destacadas en el tratamiento de aguas residuales gracias a su diseño sencillo, bajo costo, fácil mantenimiento y alta eficiencia en la remoción de los contaminantes (Wang *et al.*, 2024).

### 2.3.2. Mecanismo de adsorción

La adsorción se produce mediante interacciones físicas o enlaces químicos, derivados principalmente de la energía presente en la superficie. Por lo general, las partículas expuestas de forma parcial en la superficie tienden a atraer a otras partes (Rápó & Tonk, 2021).

El mecanismo de adsorción puede clasificarse en dos tipos: como fisisorción (adsorción física) y quimisorción (adsorción química). En la fisisorción, las interacciones entre las moléculas del adsorbato y adsorbente están dominadas por fuerzas de Van der Waals. Por otro lado, la quimisorción implica la formación de enlaces químicos entre el adsorbato y el adsorbente, caracterizadas por fuerzas de valencia similares a las que intervienen en compuestos químicos (Agboola & Benson, 2021). En el **Cuadro 4** se muestran las características principales de los mecanismos de adsorción.

**Cuadro 4.** Características principales de la fisisorción y quimisorción (Ghaedi, 2021; Kennedy *et al.*, 2018; Moreno, 2013).

Fisisorción	Quimisorción
<ul style="list-style-type: none"><li>● Interacción débil (Fuerzas de Van der Waals)</li></ul>	<ul style="list-style-type: none"><li>● Interacción más fuerte (Fuerzas de enlace químico)</li></ul>
<ul style="list-style-type: none"><li>● No específico</li></ul>	<ul style="list-style-type: none"><li>● Específico</li></ul>
<ul style="list-style-type: none"><li>● Reversible</li></ul>	<ul style="list-style-type: none"><li>● Irreversible</li></ul>
<ul style="list-style-type: none"><li>● Calor de Adsorción (10-40 KJ/mol)</li></ul>	<ul style="list-style-type: none"><li>● Calor de Adsorción (40-800 KJ/mol)</li></ul>
<ul style="list-style-type: none"><li>● Capas multimoléculares</li></ul>	<ul style="list-style-type: none"><li>● Capas monomoléculares</li></ul>

Para comprender a fondo los mecanismos de adsorción desde diferentes perspectivas, se utilizan diversas técnicas de caracterización

avanzada. Entre las más utilizadas se encuentran la espectroscopia infrarroja por transformada de Fourier (FTIR), la microscopía electrónica de barrido (SEM) equipada con espectroscopia de rayos X de energía dispersa (EDX), los espectros Raman, la espectroscopia de fotoelectrones de rayos X (XPS) y la difracción de rayos X (XRD), permitiendo analizar los cambios estructurales en el material adsorbente antes y después del proceso de adsorción (Gao *et al.*, 2021).

### **2.3.3 Factores que afectan la adsorción**

La adsorción es un proceso influenciado por múltiples factores que determinan la eficacia con la que un adsorbente retiene moléculas y iones desde una fase líquida o gaseosa. Los principales factores involucrados se describen a continuación:

#### *Efecto de la concentración inicial del contaminante:*

La concentración inicial del contaminante tiene un impacto significativo en el proceso de adsorción. A medida que esta aumenta, la capacidad de adsorción del adsorbente también incrementa, pero solo hasta que el material alcanza su punto de saturación. En ese momento, el adsorbente ya no puede adsorber más contaminante, estableciéndose un equilibrio en el sistema (Qiu *et al.*, 2022).

#### *Efecto del pH de la solución:*

El pH es un factor determinante en la mayoría de los procesos de adsorción, ya que influye directamente en la eficiencia del proceso. Este parámetro afecta tanto la química de los contaminantes en solución como la actividad de los grupos funcionales presentes en la superficie del adsorbente. Además, el pH regula la competencia con otros iones en la solución y modifica la carga superficial del adsorbente. También puede alterar las propiedades

físicas y químicas del adsorbente, el mecanismo por el cual ocurre la adsorción, impactando así en el desempeño del sistema (Rápó & Tonk, 2021).

*Efecto de la dosis del adsorbente:*

A medida que se aumenta la dosis del adsorbente, aumenta la eliminación de contaminantes debido a la mayor cantidad de sitios activos disponibles. Sin embargo, una vez alcanzada la dosis óptima, la eficiencia se estabiliza, ya que los sitios activos adicionales no se utilizan por completo (Othmani *et al.*, 2021). Además, cantidades excesivas de adsorbente pueden reducir la capacidad de adsorción por unidad de masa debido a la saturación de los sitios de unión y aglomeración de las partículas, lo que dificulta la difusión del contaminante hacia los sitios activos (Rahimpour *et al.*, 2017; Gümüş, 2019).

*Efecto del tamaño de partícula del adsorbente:*

El tamaño de partícula del adsorbente es un factor crucial en la adsorción, ya que determina la superficie activa disponible para interactuar con los contaminantes. Partículas más finas ofrecen mayor área superficial y exposición de sitios activos, lo que mejora la eficiencia de adsorción, mientras que partículas más grandes reducen esta eficiencia debido a una menor difusión de masa en la interfaz. Sin embargo, los tamaños más grandes favorecen la estabilidad del adsorbente en un lecho de adsorción. Por lo tanto, es esencial optimizar el tamaño de partícula para maximizar la eficiencia en el sistema (Pradhan *et al.*, 2019).

*Efecto de la temperatura de la solución*

La temperatura de la solución es un factor clave en la adsorción, ya que influye en la capacidad del adsorbente para eliminar contaminantes. A temperaturas más altas, se mejora la interacción molecular y la solubilidad del

contaminante, lo que favorece el proceso de adsorción (Syuhadah & Rohasliney, 2012). Esto se atribuye a la expansión de los poros y la activación de la superficie del adsorbente, así como el aumento de la energía cinética, que facilita la interacción con los contaminantes. Además, las temperaturas elevadas pueden incrementar la estabilidad del material y potenciar sus propiedades (Othmani *et al.*, 2022).

#### *Efecto del tiempo de contacto*

En las etapas iniciales de la adsorción, la tasa de remoción es alta debido a la gran disponibilidad de sitios activos, pero disminuye gradualmente hasta alcanzar el equilibrio. El tiempo necesario para lograr este equilibrio depende de factores como la estructura química del adsorbente, su área superficial, la cantidad de sitios activos disponibles y el tamaño iónico del contaminante, lo que define la eficiencia del proceso (Soliman & Moustafa, 2020).

#### **2.3.4. Isotermas de adsorción**

El estudio del equilibrio de adsorción se analiza a través de modelos empíricos que utilizan isotermas como herramienta clave. Una isoterma de adsorción es una herramienta fundamental que, a través de una curva, permite describir y comprender el proceso que regula la retención, liberación o movilidad de una sustancia desde un medio acuoso o poroso hacia una fase sólida, bajo condiciones controladas de pH y temperatura (Limousin *et al.*, 2007). Los modelos isotérmicos más utilizados para el estudio del proceso de adsorción son los modelos de Langmuir y Freundlich.

##### **2.3.4.1. Modelo de Langmuir**

El modelo de Langmuir fue desarrollado originalmente para describir el comportamiento de adsorción de gases sobre superficies sólidas

homogéneas. Este modelo describe el equilibrio de adsorción en superficies homogéneas, donde los sitios energéticos son uniformes, cada sitio adsorbe una sola molécula formando una monocapa, y no hay interacción entre moléculas adsorbidas (Langmuir, 1918). La ecuación general de la isoterma de Langmuir se expresa como:

$$q_e = \frac{q_{max} K_L C_e}{1 + K_L C_e} \quad (\text{Ecuación 2})$$

Donde:

- $q_e$  : Cantidad de adsorbato adsorbido por unidad de masa de adsorbente (mg/g)
- $q_{max}$  : Capacidad máxima de adsorción del adsorbente (mg/g)
- $K_L$  : Constante de afinidad de Langmuir (L/mg)
- $C_e$  : Concentración de equilibrio de contaminante en solución (mg/L)

#### **2.3.4.2. Modelo de Freundlich**

El modelo de Freundlich explica la adsorción en equilibrio sobre superficies heterogéneas, asumiendo que los sitios activos de adsorción se llenan inicialmente mediante enlaces fuertes, mientras que la intensidad de estos enlaces disminuye a medida que se ocupan más sitios. Además, las moléculas se adsorben formando multicapas en la superficie heterogénea y existe interacción entre las moléculas adsorbidas (Freundlich, 1928). La ecuación general del modelo de Freundlich se expresa como:

$$q_e = K_f C_e^{1/n_f} \quad (\text{Ecuación 3})$$

Donde:

- $q_e$  : Cantidad de adsorbato adsorbido por unidad de masa de adsorbente (mg/g).

- $K_f$  : Constante de Freundlich, que indica la capacidad de adsorción en la fase líquida (mg/L).
- $C_e$  : Concentración del adsorbato en el equilibrio (mg/L).

### **2.3.5. Cinéticas de adsorción**

La cinética es de gran importancia para conocer los mecanismos subyacentes del proceso (Qiu *et al.*, 2009). El análisis cinético de la adsorción brinda información sobre la velocidad del proceso, el rendimiento del adsorbente y los mecanismos de transferencia de masa, fundamentales para diseñar sistemas de adsorción (Wang & Guo, 2020).

La cinética de transferencia de masa por adsorción consta de tres etapas (1) difusión externa, donde el adsorbato se mueve a través de la película líquida hacia la superficie del adsorbente, impulsado por la diferencia de concentraciones; (2) difusión interna, que describe el movimiento del adsorbato dentro de los poros del adsorbente; y (3) adsorción en los sitios activos, donde el adsorbato se fija en la superficie del adsorbente (Wang & Guo, 2020). Se han desarrollado diversos modelos cinéticos de adsorción, pero los más utilizados en investigaciones sobre la adsorción de contaminantes en soluciones acuosas son los modelos pseudo-primero orden y pseudo-segundo orden.

#### **2.3.5.1. Pseudo-primero orden**

La cinética de pseudo-primero orden, propuesta por Lagergren en 1898, describe la adsorción en sistemas líquido-sólido. Este modelo asume que la velocidad de adsorción es proporcional a la diferencia entre la concentración de saturación y la concentración actual del adsorbato (Lagergren, 1898; Ben *et al.*, 2017). La ecuación del modelo de pseudo-primero orden se expresa como:

$$\frac{dq_t}{dt} = k_1 (q_e - q_t) \quad (\text{Ecuación 4})$$

Donde:

- $q_t$  : Cantidad de adsorbato adsorbido en el adsorbente en el tiempo  $t$  (mg/g).
- $q_e$  : Cantidad de adsorbato adsorbido en equilibrio (mg/g).
- $k_1$  : Constante de velocidad del modelo pseudo-primer orden ( $\text{min}^{-1}$ ).
- $t$  : Tiempo de contacto (min).

### 2.3.5.2. Pseudo-segundo orden

El modelo de pseudo-segundo orden se fundamenta en el mecanismo de quimisorción, donde el adsorbato forma enlaces covalentes con la superficie del adsorbente (Ben *et al.*, 2017; Ho & McKay, 2000; Bernard *et al.*, 2013). La ecuación del modelo de pseudo-segundo orden se expresa como (Ho & McKay, 1999):

$$\frac{dq_t}{dt} = k_2 (q_e - q_t)^2 \quad (\text{Ecuación 5})$$

Donde:

- $q_t$  : Cantidad de adsorbato adsorbido en el adsorbente en el tiempo  $t$  (mg/g).
- $q_e$  : Cantidad de adsorbato adsorbido en equilibrio (mg/g).
- $k_2$  : Constante de velocidad del modelo pseudo-segundo orden ( $\text{g/mg} \cdot \text{min}$ ).
- $t$  : Tiempo de contacto (min).

### **2.3.6. Sistemas de adsorción**

En los procesos de adsorción, los sistemas de contacto se refieren a la manera en que el adsorbato y el adsorbente interactúan para llevar a cabo el proceso de adsorción. Existen dos formas principales de operar un proceso de adsorción: el modo discontinuo (por lotes) y el modo continuo (columna).

#### **2.3.6.1. Sistema discontinuo (por lotes)**

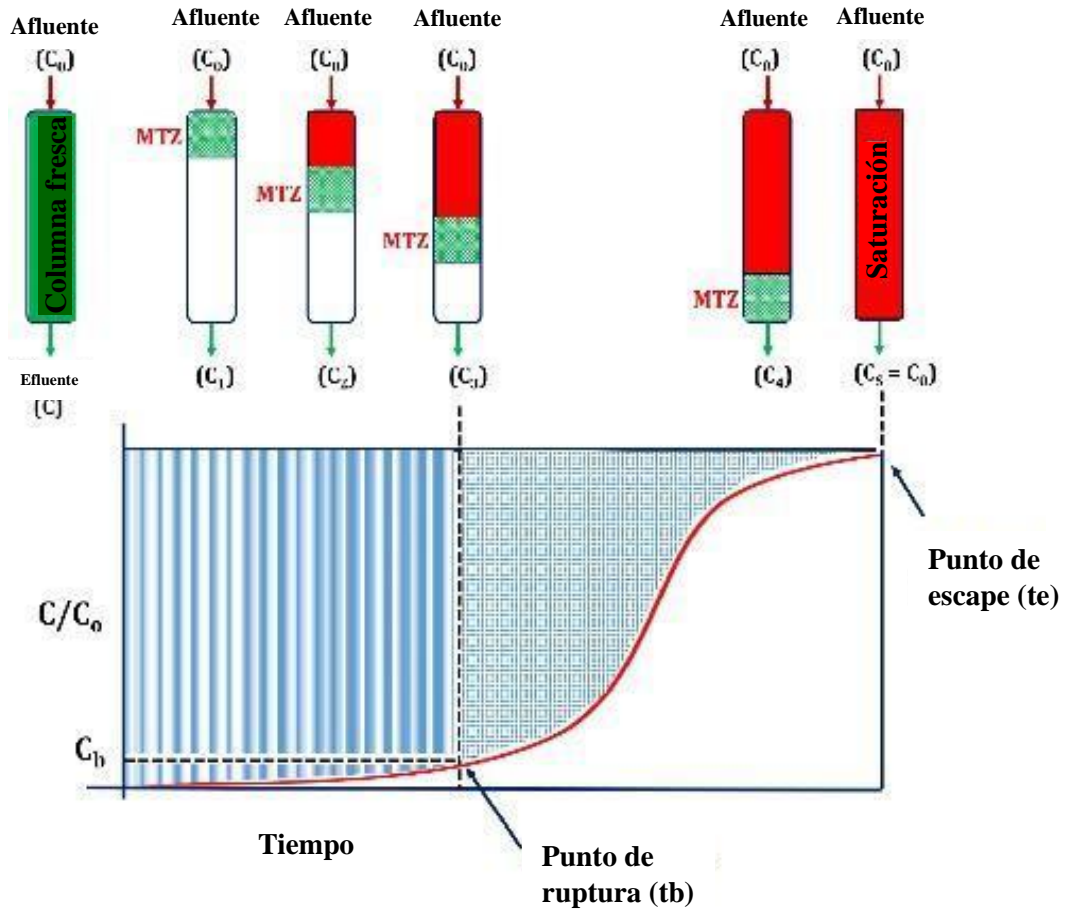
El modo por lotes en un proceso de adsorción se caracteriza por la ausencia de flujo de entrada o salida durante la eliminación del soluto. Inicialmente, se carga en el recipiente una cantidad definida de solución que contiene el adsorbente y el adsorbato, dejándola reposar por un tiempo determinado, con o sin agitación. Se toman muestras periódicas para analizar las moléculas no adsorbidas a lo largo del tiempo. Dado que este método de operación es sencillo y económico, es ampliamente utilizado por los investigadores para evaluar la capacidad de adsorción de diversos materiales adsorbentes (Thirunavukkarasu *et al.*, 2021). Los datos obtenidos de estos ensayos permiten construir isothermas y cinéticas de adsorción, proporcionando información sobre la eficiencia de remoción de los materiales adsorbentes de estudio.

#### **2.3.6.2. Sistema continuo (columna de lecho fijo)**

La adsorción en flujo continuo utiliza una columna cargada con adsorbentes dispuestos en lechos o matrices sólidas, las cuales pueden operar en condiciones fijas, móviles o fluidas. Este método sigue un enfoque de volumen variable y requiere el uso de equipos adicionales como reguladores de flujo, filtros y tapones, lo que lo hace más complejo en comparación con el modo por lotes (Thirunavukkarasu *et al.*, 2021).

El rendimiento del proceso de adsorción en columna de lecho fijo se estudia con las curvas de ruptura que se pueden obtener a partir de gráficos de la relación de la concentración de adsorbato en un momento  $t$ , sobre la concentración inicial  $C_0$ ,  $(C/C_0)$  y el tiempo ( $t$ ). Las curvas de ruptura proporcionan información vital sobre el inicio del punto de ruptura y el punto de saturación del proceso (Patel, 2019).

La relación de la naturaleza de la curva de ruptura y la adsorción en el lecho fijo se expresó adecuadamente utilizando la zona de transferencia de masa (MTZ) (Patel, 2019). La MTZ en una columna de adsorción es la región donde ocurre la transferencia del soluto a la superficie del adsorbente, ya sea por interacciones físicas, químicas o ambas (**Figura 5**). Al inicio del proceso, los sitios de unión están completamente disponibles, permitiendo una rápida adsorción. Conforme avanza la adsorción, estos sitios se saturan y las moléculas del soluto deben difundirse a lo largo de la columna para continuar el proceso. Cuando la MTZ alcanza un punto crítico determinado por los investigadores, se define punto de ruptura ( $t_b$ ), asociado a una concentración de ruptura específica. Después de este punto, las resistencias difusionales aumentan, provocando un incremento acelerado en la concentración del soluto en el efluente. El tiempo en el que la concentración del efluente alcanza la concentración inicial, es decir, la relación  $C/C_0$  se convierte en uno, se llama tiempo de escape ( $t_e$ ) (Thirunavukkarasu *et al.*, 2021).



**Figura 5.** Curva de ruptura del gráfico  $C/C_0$  vs el tiempo y su correlación con el movimiento de MTZ a lo largo de la columna (Thirunavukkarasu *et al.*, 2021)

Los factores operativos de una columna incluyen la concentración inicial del adsorbato, el pH de la solución, el caudal del adsorbato, la altura del lecho, la distribución del tamaño de partícula del adsorbente sólido y la temperatura de operación. Cada una de las variables afecta la eficiencia del proceso (Thirunavukkarasu *et al.*, 2021).

### 2.3.6.3. Estudio dinámico de la columna

Se han desarrollado varios modelos matemáticos para evaluar la eficiencia del proceso y estudiar el mecanismo del proceso. El modelo de Thomas y de Yoon-Nelson son de los más utilizados para el estudio de adsorbentes removedores de contaminantes en aguas residuales.

### *Modelo de Thomas*

El modelo de Thomas, propuesto en 1944, es ampliamente utilizado para describir la cinética de adsorción en columnas de lecho fijo. Este modelo asume un mecanismo de adsorción-desorción basado en la cinética de Langmuir, donde las fuerzas impulsoras del proceso siguen una cinética de reacción reversible de segundo orden (Thomas, 1944; Patel, 2019). La ecuación linealizada del modelo de Thomas se expresa como:

$$\ln \left( \frac{C_o}{C_t} - 1 \right) = \frac{k_{Th} q_o m}{Q} - k_{Th} C_o t \quad (\text{Ecuación 6})$$

Donde

- $C_o$  : Concentración inicial del adsorbato en solución (mg/L).
- $C_t$  : Concentración del adsorbato en efluente a tiempo  $t$  (mg/L).
- $t$  : Tiempo (min).
- $m$  : Masa del adsorbente (g).
- $Q$  : Caudal volumétrico (mL/min).
- $k_{Th}$  : Constante cinética del modelo de Thomas (mL · min / mg).
- $q_o$  : Capacidad máxima de adsorción (mg/g).

### *Modelo de Yoon-Nelson*

El modelo de Yoon-Nelson, propuesto en 1984, es un supuesto teórico simple que no requiere información detallada sobre las propiedades del adsorbato, el tipo de adsorbente o las características físicas del lecho de adsorción (Yoon & Nelson, 1984; Hu & Zhang 2020). Este modelo supone que la tasa decreciente de adsorción es directamente proporcional a la cantidad de adsorbato adsorbido y al avance del adsorbente en el proceso (Aniagor & Menkiti, 2025). La ecuación general del modelo de Yoon-Nelson se expresa como:

$$\frac{C_t}{C_o - C_t} = e^{k_{YN}(t-\tau)} \quad (\text{Ecuación 7})$$

Donde:

- $C_o$  : Concentración inicial del adsorbato en solución (mg/L).
- $C_t$  : Concentración del adsorbato en efluente a tiempo t (mg/L).
- $k_{YN}$  : Constante de velocidad del modelo de Yoon-Nelson ( $\text{min}^{-1}$ ).
- $\tau$  : Tiempo necesario para el 50% de penetración del adsorbato (min)
- $t$  : tiempo (min).

### 2.3.7. Regeneración y reutilización de adsorbentes

La adsorción es una técnica eficiente y económicamente viable para la eliminación de contaminantes en aguas residuales. Sin embargo, uno de los principales desafíos de este proceso es la regeneración y recuperación de adsorbentes gastados (Sithole, 2024). Para que un proceso de adsorción sea realmente rentable, no basta con emplear un material con alta eficiencia de remoción; también es crucial considerar la recuperación de los metales adsorbidos y la regeneración del adsorbente saturado (Wu *et al.*, 2018). En este sentido, un adsorbente con alta capacidad de eliminación, pero baja eficiencia de regeneración, no será viable desde el punto de vista económico y ambiental (Sithole, 2024).

La regeneración permite restaurar las propiedades iniciales del adsorbente, lo que prolonga su vida útil (Acevedo *et al.*, 2020). Existen diversas técnicas para regenerar los adsorbentes y permitir su reutilización, entre ellas las químicas, térmicas y microbianas. La regeneración química emplea soluciones ácidas y alcalinas para inducir la desorción del adsorbato en la solución (Sithole, 2024). La regeneración térmica, por su parte, implica el uso de altas temperaturas para restaurar la capacidad adsorbente del material agotado (Sabio *et al.*, 2004). Finalmente, la regeneración microbiana

combina la adsorción con la biodegradación, utilizando microorganismos junto con nutrientes y oxígeno disuelto para facilitar la desorción de los contaminantes retenidos en el adsorbente (Nath & Bhakhar, 2011).

El proceso de regeneración presenta varias ventajas, como la reducción de la contaminación secundaria, la posibilidad de recuperar las moléculas adsorbidas cuando sea necesario y la reutilización del adsorbente en varios ciclos (Zhang *et al.*, 2020). Sin embargo, también enfrenta ciertas limitaciones, entre ellas la necesidad de grandes volúmenes de eluyentes, costos de regeneración y posible generación de residuos secundarios contaminantes (Hu *et al.*, 2022).

## **2.4. Bioadsorbentes: solución sostenible para el agua**

### **2.4.1. Definición y características**

Los bioadsorbentes son materiales de origen biológico que se destacan por su capacidad para adsorber contaminantes presentes en líquidos o gases, especialmente en aguas residuales. Estos materiales son derivados de fuentes naturales como biomasa vegetal, residuos agrícolas o microorganismos. Su eficiencia se debe a la presencia de grupos funcionales activos, tales como hidroxilos, carboxilos, fenoles y aminas, que interactúan con los contaminantes a través de mecanismos como la quimisorción, el intercambio iónico y la atracción electrostática (Guleria *et al.*, 2022).

Además, la estructura porosa de los bioadsorbentes, con áreas superficiales elevadas, facilita la captura de contaminantes, incluso en bajas concentraciones. Debido a su bajo costo, disponibilidad y carácter biodegradable, los bioadsorbentes se presentan como alternativas sostenibles a los adsorbentes sintéticos, como el carbón activado y las resinas sintéticas (Mo *et al.*, 2018).

## 2.4.2. Clasificación según el Origen

Los bioadsorbentes pueden clasificarse de acuerdo a su origen en tres grupos: biomasa vegetal, residuos agrícolas y microorganismos. A continuación, se detallan las características de cada uno:

### *Biomasa Vegetal*

La biomasa vegetal incluye materiales como madera, hojas, cortezas y otros residuos lignocelulósicos que son ricos en celulosa, hemicelulosa y lignina. Estos componentes aportan sitios activos para la adsorción. Además, su composición puede modificarse químicamente para mejorar su capacidad de adsorción. Ejemplos destacados incluyen el uso de aserrín, cáscaras de nueces y tallos de plantas, que han demostrado ser efectivos en la remoción de metales pesados y nutrientes como el amonio (Guleria *et al.*, 2022; Vijayaraghavan & Thivya, 2022).

### *Residuos Agrícolas*

Los residuos agrícolas, tales como cáscaras de frutas, bagazo de caña, restos de palma datilera y paja de arroz, son subproductos de las actividades agrícolas. Estos materiales son fácilmente disponibles, de bajo costo y presentan estructuras con alta porosidad y grandes áreas superficiales. Modificaciones mediante activación química o térmica pueden potenciar su capacidad de adsorción. Por ejemplo, el biocarbón derivado de palma datilera ha mostrado excelente capacidad para adsorber amonio y metales pesados en aguas residuales (Mo *et al.*, 2018; Zwain *et al.*, 2014).

### *Microorganismos*

La biomasa microbiana incluye hongos, algas y bacterias. Estos organismos presentan afinidades específicas hacia ciertos contaminantes debido a los componentes de sus paredes celulares, como polisacáridos,

proteínas y lípidos. Los microorganismos pueden emplearse en su forma viva o muerta, siendo capaces de adsorber metales pesados y nutrientes mediante mecanismos de biosorción. Por ejemplo, las algas marinas se han utilizado exitosamente para eliminar níquel y otros contaminantes metálicos (Vijayaraghavan & Thivya, 2022; Charazińska *et al.*, 2021).

#### **2.4.3. Propiedades físicas y químicas de los bioadsorbentes**

La estructura física de los bioadsorbentes se caracteriza por su porosidad y alta área superficial, lo que les permite proporcionar un gran número de sitios activos para la adsorción de contaminantes. Estos poros pueden clasificarse en microporos (menos de 2 nm), mesoporos (2-50 nm) y macroporos (más de 50 nm), cada uno desempeñando un papel específico dependiendo del tamaño de las moléculas o iones a eliminar. Los microporos son ideales para capturar contaminantes de menor tamaño, mientras que los mesoporos y macroporos facilitan la difusión de moléculas más grandes hacia los sitios activos (Guleria *et al.*, 2022; Mo *et al.*, 2018).

Desde una perspectiva química, los bioadsorbentes presentan grupos funcionales reactivos como carboxilos, hidroxilos, fenoles y aminas, que interactúan con los contaminantes mediante diversos mecanismos:

1. Interacciones electrostáticas: Fundamentales en la captura de iones cargados, como metales pesados y nutrientes.
2. Formación de enlaces químicos: Los grupos funcionales pueden formar complejos covalentes o coordinados con los contaminantes.
3. Quimisorción y fisisorción: La combinación de interacciones químicas y físicas mejora la capacidad de adsorción del material (Vijayaraghavan & Thivya, 2022; Charazińska *et al.*, 2021).

Para optimizar su rendimiento, los bioadsorbentes pueden ser modificados mediante procesos físicos, como la activación térmica, o

químicos, como la impregnación con ácidos, bases o polímeros. Estas modificaciones permiten introducir nuevos grupos funcionales o mejorar la accesibilidad de los existentes, aumentando así su afinidad por contaminantes específicos como metales pesados, compuestos orgánicos o nutrientes (Charazińska *et al.*, 2021; Gao *et al.*, 2015).

En conjunto, la estructura porosa y la composición química de los bioadsorbentes son esenciales para su eficacia. La presencia de redes porosas proporciona una alta área superficial para la adsorción, mientras que los grupos funcionales activos establecen interacciones específicas con los contaminantes, como enlaces electrostáticos, puentes de hidrógeno e intercambio iónico. Estas propiedades pueden mejorarse aún más mediante modificaciones químicas específicas, como la impregnación con soluciones alcalinas, que incrementan su capacidad para adsorber compuestos críticos como amonio o metales pesados (Guleria *et al.*, 2022; Mo *et al.*, 2018; Liu *et al.*, 2016).

#### **2.4.4. Capacidad de Adsorción**

La capacidad de adsorción, una de las propiedades fundamentales de los bioadsorbentes, depende de una combinación de factores estructurales, químicos y de las condiciones del entorno en que se emplean. Estos factores influyen directamente en la eficiencia de los bioadsorbentes para capturar sustancias orgánicas o inorgánicas. Los factores determinantes en la capacidad de adsorción se presentan a continuación:

##### *Área Superficial Específica*

La adsorción es más efectiva en materiales con alta área superficial específica, ya que ofrecen más sitios activos para interactuar con los contaminantes. Los bioadsorbentes activados químicamente, como el biocarbón tratado con ácidos o bases, pueden alcanzar áreas específicas

superiores a 2000 m<sup>2</sup>/g. Este aumento en el área superficial no solo mejora la capacidad de adsorción, sino también, la velocidad con la que los contaminantes son capturados (Han *et al.*, 2021; Charazińska *et al.*, 2021). Por ejemplo, los biocarbones derivados de residuos agrícolas, tras su activación, han demostrado ser altamente eficientes en la remoción de metales pesados y compuestos nitrogenados (Gao *et al.*, 2015).

#### *Disponibilidad y Tipo de Grupos Funcionales*

Los grupos funcionales en la superficie de los bioadsorbentes, como carboxílicos, fenoles y aminas, son esenciales para establecer interacciones químicas específicas con los contaminantes. Las modificaciones químicas, como el tratamiento con NaOH, ácido fosfórico o agentes oxidantes, no solo introducen nuevos grupos funcionales, sino que también mejoran la reactividad de los existentes, aumentando la afinidad del material por contaminantes específicos como amonio, níquel o cadmio (Liu *et al.*, 2016; Kizito *et al.*, 2015).

#### *Estructura Porosa*

La porosidad, definida por la distribución de microporos, mesoporos y macroporos, juega un papel crucial. Mientras los microporos son ideales para contaminantes pequeños, los mesoporos y macroporos permiten la difusión de moléculas más grandes hacia los sitios activos internos. Una distribución equilibrada de poros mejora significativamente la capacidad de adsorción para una amplia gama de contaminantes (Vijayaraghavan & Thivya, 2022).

### **2.4.5. Desempeño en Adsorción**

Estudios recientes han demostrado que los bioadsorbentes modificados químicamente presentan un desempeño sobresaliente en la adsorción de diversos contaminantes. En particular, bioadsorbentes como biocarbones activados químicamente han alcanzado capacidades de

adsorción superiores a 300 mg/g para amonio y más de 200 mg/g para metales pesados como níquel y cadmio (Gao *et al.*, 2015; Liu *et al.*, 2016). Este alto rendimiento se debe a la mejora de propiedades clave como el área superficial específica, la distribución de poros y la densidad de grupos funcionales activos, obtenidas mediante procesos de modificación química y activación térmica (Han *et al.*, 2021; Liu *et al.*, 2016).

Comparados con adsorbentes comerciales como el carbón activado, estos bioadsorbentes no solo son igualmente eficientes, sino que también ofrecen ventajas significativas en términos de sostenibilidad. Su producción a partir de residuos agrícolas o biomasa lignocelulósica los convierte en materiales económicos, renovables y con menor impacto ambiental. Además, su adaptabilidad a diferentes condiciones de operación, como variaciones de pH y temperatura, los hace ideales para aplicaciones en el tratamiento de aguas residuales, tanto domésticas como industriales (Liu *et al.*, 2016).

#### **2.4.6. Preparación y modificación de bioadsorbentes**

##### *Métodos de preparación*

La preparación de bioadsorbentes es un proceso esencial que determina sus propiedades finales. Los métodos de preparación pueden clasificarse en secos y húmedos. En los métodos secos, los residuos lignocelulósicos se someten a procesos de pirólisis a altas temperaturas en ausencia de oxígeno, lo que da lugar a materiales con alta estabilidad química y resistencia mecánica. Este proceso genera biochar con propiedades adsorbentes debido a su elevada porosidad y superficie específica (Liu *et al.*, 2016).

Por otro lado, los métodos húmedos incluyen tratamientos químicos con soluciones de ácidos, bases o sales metálicas. Estos tratamientos mejoran la funcionalización superficial del material, aumentando la densidad de sitios

activos para interacciones químicas. Adicionalmente, se emplean procesos como la impregnación de metales para incrementar la capacidad de adsorción de iones específicos (Gao *et al.*, 2015).

#### *Modificaciones físicas y químicas para mejorar la capacidad de adsorción*

La capacidad de adsorción de los bioadsorbentes puede mejorarse significativamente mediante modificaciones físicas y químicas. Entre las modificaciones físicas, el tratamiento térmico a diferentes temperaturas de pirólisis afecta la estructura porosa y el área superficial del material. Por ejemplo, biochars producidos a bajas temperaturas presentan mayor capacidad para adsorber nutrientes como el amonio, mientras que a temperaturas altas aumentan su resistencia química (Gao *et al.*, 2015).

En cuanto a las modificaciones químicas, estas incluyen la activación con ácidos o bases, la adición de grupos funcionales y el uso de agentes oxidantes. El tratamiento con ácidos, como el ácido sulfúrico, aumenta el número de sitios ácidos en la superficie, mientras que las bases generan mayor capacidad de intercambio catiónico. Además, la modificación con nanopartículas metálicas ha demostrado ser eficaz para mejorar la adsorción de metales pesados (Pyrzynska, 2019).

#### **2.4.7. Aplicaciones específicas de los bioadsorbentes**

##### *Remoción de metales pesados*

La remoción de metales pesados, como el níquel, cadmio, zinc y plomo, es una prioridad en el tratamiento de aguas residuales debido a sus efectos tóxicos y bioacumulativos. Estos metales representan una amenaza significativa para la salud humana y los ecosistemas debido a su toxicidad y persistencia en el medio ambiente. Se encuentran comúnmente en las aguas

residuales industriales, siendo liberados por actividades como la electrogalvanización, fabricación de baterías y procesos mineros (Pyrzynska, 2019).

Los bioadsorbentes derivados de biomasa lignocelulósica han demostrado ser una estrategia efectiva para la remoción de estos contaminantes gracias a su bajo costo, disponibilidad y propiedades químicas ajustables. Los materiales lignocelulósicos sin modificar presentan grupos funcionales naturales, como hidroxilos y carboxilos, que interactúan con iones metálicos mediante mecanismos de intercambio iónico y quimisorción (Kaur *et al.*, 2022).

Sin embargo, la modificación química o física mejora notablemente su capacidad de adsorción. Por ejemplo, la activación alcalina con hidróxido de sodio o potasio incrementa la formación de sitios activos y el área superficial, lo que potencia la adsorción de metales como el plomo (Pb) y el cadmio (Cd). Adicionalmente, los biochars funcionalizados con nanopartículas de óxidos metálicos, como el óxido de hierro, aumentan la afinidad hacia metales pesados como el cromo hexavalente (Cr(VI)) y el mercurio (Hg). Estos materiales presentan una alta capacidad de adsorción, superior a 300 mg/g en algunos casos, y son efectivos incluso a bajas concentraciones de contaminantes (Liu *et al.*, 2016; Kaur *et al.*, 2022).

La dependencia del pH es un factor clave en la eficiencia de los bioadsorbentes. Se ha observado que en condiciones ligeramente ácidas (pH 5-6) se favorece la adsorción de iones metálicos catiónicos, mientras que en medios alcalinos se facilita la eliminación de aniones como el cromato (Kaur *et al.*, 2022).

Además de la alta eficiencia, los bioadsorbentes permiten la regeneración y reutilización a través de procesos simples como el lavado químico con ácidos diluidos o soluciones salinas. Estudios recientes destacan

que los materiales pueden ser tratados térmicamente o con soluciones químicas para recuperar su capacidad adsorbente sin perder eficacia significativa. Esto no solo reduce costos operativos, sino también minimiza el impacto ambiental asociado al manejo de residuos (Charazińska *et al.*, 2021).

La implementación de estos materiales en tratamientos a escala industrial requiere optimizar parámetros como la dosificación, el tiempo de contacto y los costos asociados a su regeneración. Sin embargo, su potencial para mitigar la contaminación por metales pesados es significativo y representa una solución sostenible y eficiente para la gestión de aguas residuales.

#### *Remoción de compuestos orgánicos*

Los bioadsorbentes se han mostrado eficaces en la eliminación de una variedad de compuestos orgánicos, incluyendo colorantes, pesticidas, fármacos y compuestos fenólicos, que representan una amenaza importante para la salud humana y los ecosistemas. Los biochars obtenidos de desechos agrícolas, como cáscaras de frutas, residuos de cultivos y bagazo, presentan una estructura microporosa y grupos funcionales que permiten interacciones químicas y físicas con estos contaminantes (Geça *et al.*, 2022).

El uso de biochars modificados con agentes oxidantes, como peróxido de hidrógeno o permanganato de potasio, aumenta significativamente la capacidad de adsorción al incrementar los grupos funcionales oxigenados en la superficie. Esto mejora la interacción con compuestos polares y apolares, lo que los hace más efectivos en la eliminación de una amplia gama de contaminantes orgánicos.

Además, la capacidad de los bioadsorbentes para retener contaminantes orgánicos depende de factores como el pH, la temperatura y la competencia con otras sustancias en el medio. Por ejemplo, se ha observado

que los colorantes aniónicos se adsorben mejor en condiciones ácidas debido a la protonación de los sitios activos del adsorbente (Geça *et al.*, 2022).

### *Remoción de nutrientes*

La acumulación de nutrientes, como el amonio y los fosfatos, en cuerpos de agua puede llevar a fenómenos de eutrofización, lo que resulta en una disminución del oxígeno disuelto y un impacto negativo en la vida acuática. Los biochars tratados químicamente con álcalis, como hidróxido de sodio o calcio, han demostrado una alta eficiencia en la adsorción de estos nutrientes debido al aumento de la superficie específica y la creación de nuevos sitios de intercambio iónico.

Estudios recientes han reportado que biochars producidos a bajas temperaturas de pirólisis (300-400 °C) poseen una mayor capacidad de adsorción para el amonio, con capacidades superiores a 300 mg/g según el modelo de isoterma de Langmuir. Esto se debe a la presencia de sitios activos ricos en oxígeno que facilitan la retención de iones amonio (Liu *et al.*, 2016).

Por otra parte, los fosfatos pueden ser adsorbidos mediante interacciones específicas con óxidos metálicos presentes en biochars funcionalizados, como óxido de hierro y óxido de calcio. Estas interacciones son más efectivas en un rango de pH neutro a alcalino, lo que hace que estos biochars sean una solución ideal para el tratamiento de aguas residuales ricas en nutrientes (Huggins *et al.*, 2016).

La regeneración de los bioadsorbentes para aplicaciones continuas es una ventaja clave. Técnicas como el lavado con soluciones salinas o el tratamiento térmico permiten recuperar la capacidad de adsorción, lo que contribuye a la sostenibilidad y viabilidad económica de su uso en tratamientos a gran escala.

## 2.5. Palma datilera como bioadsorbente: un enfoque sostenible

### 2.5.1. Palma datilera (*Phoenix dactylifera L.*)

La palma datilera es uno de los árboles frutales más antiguos cultivados en todo el mundo (**Figura 6**). Junto con el Olivo y la Higuera, forma parte de un grupo de árboles frutales estrechamente relacionados con los inicios de la agricultura en el Viejo Mundo. Este árbol fue domesticado en la región de Mesopotamia, actualmente Irak, hace más de 5,000 años (Jain *et al.*, 2011).



**Figura 6.** Palma datilera *Phoenix dactylifera L.* *Elaboración propia.*

A lo largo de los siglos, la palma datilera (*Phoenix dactylifera L.*) ha sido uno de los cultivos fundamentales en las zonas áridas de la península Arábiga, el norte de África y Medio Oriente, donde su fruto, el dátil, ha sido una fuente de alimentación esencial. En tiempos más recientes, su cultivo se ha extendido a otras zonas, incluyendo América y Asia, debido al significativo impacto económico, social y ambiental que genera en los países productores (Chao & Krueger, 2007).

En México el cultivo de la palma datilera fue introducido por los colonizadores españoles a finales del siglo XVI y mediados del XVII. Las condiciones climáticas de estados como Sonora y Baja California fueron claves para el desarrollo de este cultivo. Actualmente, la variedad Medjool es la más destacada en la región, la cual es muy demandada por el mercado internacional gracias a su gran calidad (Salomón *et al.*, 2017).

### 2.5.1.1. Taxonomía

La palma datilera *Phoenix dactylifera L.* es la especie representativa del género *Phoenix*, perteneciente a la familia Aracaceae (Krueger, 2021). Este género está compuesto por 14 especies monocotiledóneas perennes y dioicas (Gros *et al.*, 2018). En el **Cuadro 5** se presenta la clasificación taxonómica de la palma datilera.

**Cuadro 5.** Clasificación taxonómica de la palma datilera (USDA, 2024).

<b>Reino</b>	Plantae
<b>División</b>	Magnoliophyta
<b>Clase</b>	Liliopsida
<b>Orden</b>	Arecales
<b>Familia</b>	Arecaceae
<b>Género</b>	<i>Phoenix</i>
<b>Especie</b>	<i>Phoenix dactylifera L.</i>

### 2.5.1.2. Morfología y características

La palma datilera es una planta monocotiledónea perenne y heterocigótica. Es una especie dioica, lo que significa que existen palmas masculinas y femeninas separadas. Aproximadamente el 50% de las plántulas son masculinas y, no es posible identificar las femeninas hasta la floración (Eke *et al.*, 2005).

Las inflorescencias de los árboles femeninos y masculinos están inicialmente cubiertas por una estructura dura y fibrosa llamada espata, que protege las flores jóvenes del calor y la luz solar durante las primeras etapas de desarrollo. Las inflorescencias femeninas presentan un raquis principal con múltiples raquillas donde se desarrollan las flores. Las flores masculinas son blancas y cerosas, mientras que las femeninas son verdes amarillentas. Después de la floración, el pedúnculo del fruto se alarga, alcanzando los 120 cm, facilitando el desarrollo del fruto (Chao & Krueger, 2007).

El número cromosómico de *Phoenix* es  $2n = 2x = 36$  (El Hadrami & Al-Khayri, 2012). Las especies *Phoenix* varían su tamaño, siendo la palma datilera la más grande, pudiendo alcanzar hasta 30 m de altura. Las hojas son pinnadas y tienen una forma de "V", miden entre 3 y 6 m de longitud y tienen espinas en la base. Los frutos de la palma son ovoides a oblongos y tienen un mesocarpio carnoso. Tienen formas y tamaños variables, con un peso que oscila entre 2 a 60 g (Jain *et al.*, 2011).

Las palmas femeninas comienzan a dar frutos entre los 4 y 6 años de edad y alcanzan su máxima producción entre los 15 y 20 años (Nixon & Carpenter, 1978). En promedio, una palma datilera produce alrededor de 40 kg de fruta al año, aunque con manejo intensivo puede superar los 100 kg (Chao & Krueger, 2007).

El crecimiento de la palma datilera y su vida útil están determinados por diferentes factores ambientales, incluidas las precipitaciones, las aves, el viento, los insectos, los ataques microbianos, la temperatura, la humedad, entre otros (Sarraf *et al.*, 2021). Aunque las palmeras datileras son capaces de resistir periodos prolongados de sequía bajo temperaturas elevadas, necesitan grandes cantidades de agua para lograr un crecimiento óptimo, obtener altos rendimientos y producir frutos de calidad (Chao & Krueger, 2007).

### **2.5.1.3. Dátiles como recurso alimenticio**

El dátil, fruto de la palma datilera, se ha convertido en una gran fuente alimenticia alrededor del mundo debido a sus aportes nutricionales. Sus frutos incluyen una cantidad abundante de nutrientes esenciales y se considera un alimento completo con carbohidratos, fibra, y lípidos presentes en cantidades significativas (Sarraf *et al.*, 2021). Además, son una fuente rica de macronutrientes, micronutrientes y metabolitos secundarios que son importantes para la salud humana (Fernández *et al.*, 2022).

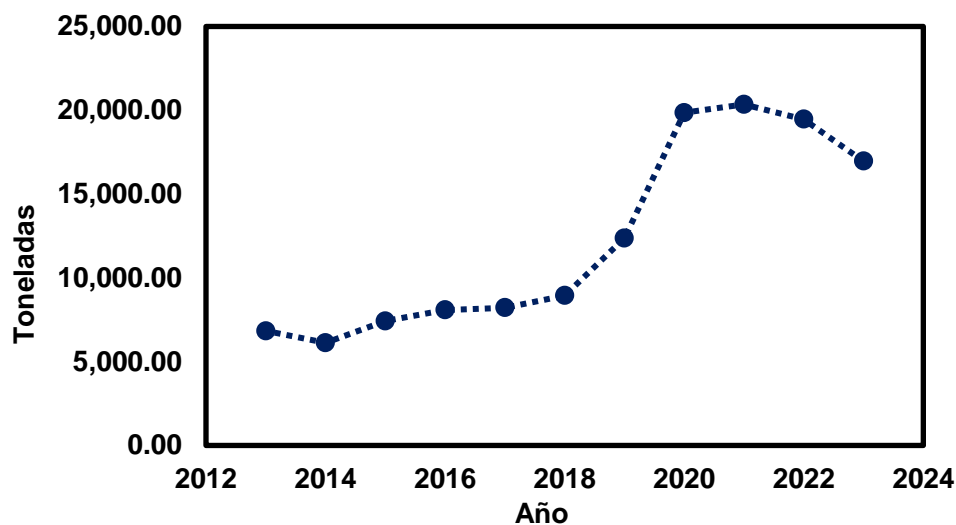
El aprovechamiento del dátil no se limita al consumo directo; también se utiliza como ingredientes aromatizantes en productos lácteos, postres y otros (Hussain *et al.*, 2020). También, los subproductos derivados de su procesamiento, como los huesos y fibras, son utilizados para alimento animal, reforzando su relevancia económica y sostenible (Attia *et al.*, 2021).

### **2.5.2. Producción de la palma datilera en México**

En los últimos 10 años, la producción datilera en México ha mostrado un notable incremento tanto en la superficie cosechada como en el volumen de producción. En 2013, la superficie cosechada de palma datilera fue de 1,007.50 ha, mientras que para 2023 este valor aumentó a 2,423.63 ha. Este

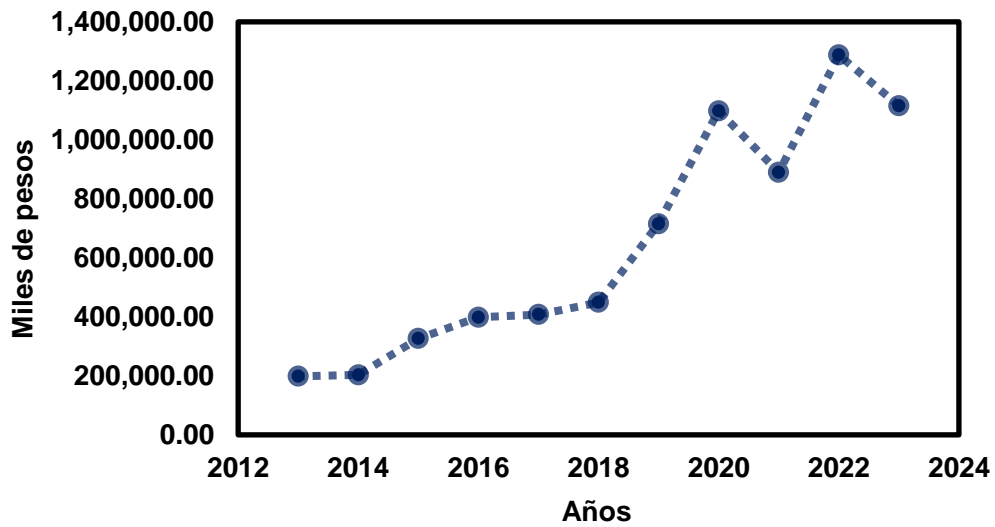
incremento del 140.6% refleja una expansión significativa en la superficie sembrada del cultivo de palma en el país.

En términos de producción, el volumen también ha mostrado un crecimiento significativo. En 2013 la producción de dátiles fue de 6,828.18 ton, y para el 2023 esta cantidad ascendió a 16,962.18 ton, lo que representa un incremento del 148.4% (**Figura 7**). Este aumento en la producción, superior al incremento en la superficie de cosecha, sugiere mejoras en el rendimiento agrícola, que pasó de 6.78 ton/ha en 2013 a 7 ton/ha en 2023 (SIAP, 2023).



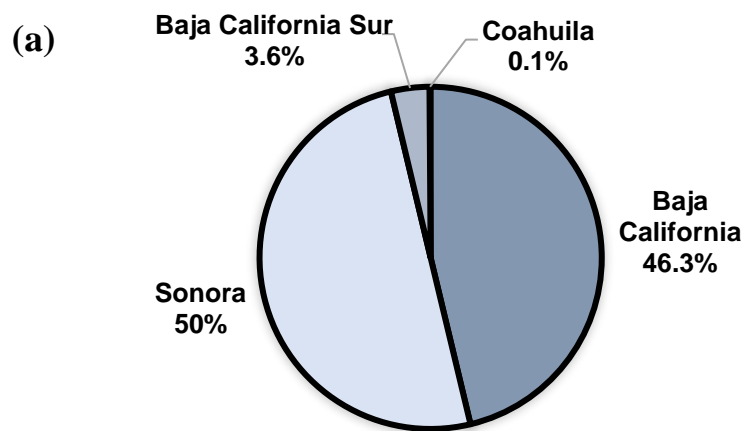
**Figura 7.** Producción datilera por toneladas en México (2013-2023) (SIAP, 2023).

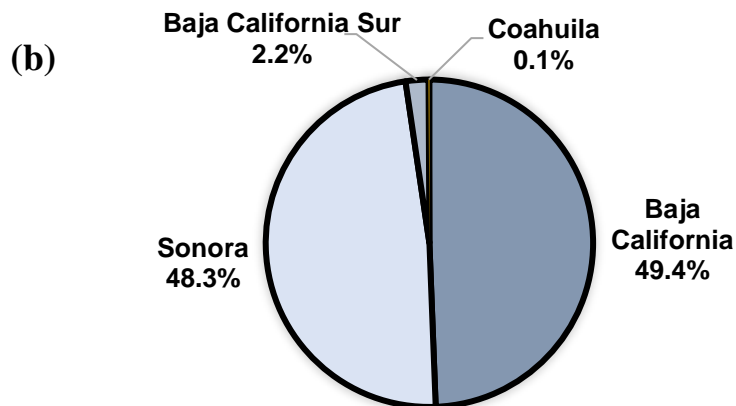
El valor de la producción de dátil en México tuvo un aumento significativo entre 2013 y 2023. En 2013, el valor fue de 198,266.78 miles de pesos, mientras que para 2023 se elevó a 1,115,493.02 miles de pesos (**Figura 8**). Esto representa un incremento del 462% en el valor económico del cultivo en tan solo 10 años.



**Figura 8.** Valor de producción de dátil en México (2011-2020) (SIAP, 2023).

En 2023, los estados principales productores de dátil en México fueron Sonora y Baja California. Sonora lideró en volumen con 8,482.52 ton, mientras que Baja California alcanzó 7,846.42 ton. Sin embargo, Baja California, el mayor valor de producción con 550.9 millones de pesos, superando a Sonora, que tuvo un valor de 538.5 millones (**Figura 9**). Esto indica que los dátiles en Baja California tienen un precio más alto, posiblemente por una mejor calidad del fruto.





**Figura 9.** Estados con mayor producción de dátil en México en 2023: (a) producción y (b) valor de producción (SIAP, 2023).

### 2.5.3. Generación de residuos de palma datilera

Aunque en las regiones de Baja California y Sonora la industria del dátil constituye una parte fundamental de la economía local, la generación de residuos durante el cultivo y cosecha representan un desafío significativo. Las palmas datileras acumulan una enorme cantidad de residuos agrícolas, como hojas secas, raquis, semillas, tallos y fibras (Burezq & Davidson, 2023; Belgacem *et al.*, 2021). Se estima que una palma datilera puede generar alrededor de 15 kg de biomasa al año como residuo (Burezq & Davidson, 2023). Además, las prácticas agrícolas modernas, como la poda estacional, generan grandes cantidades de subproductos, incluyendo racimos de fruta vacíos, cortezas y semillas, de los cuales una proporción limitada se recupera efectivamente (Kavvadias *et al.*, 2024).

A nivel mundial, la producción anual de residuos de palma datilera se estima en 1.6 millones de toneladas (El Janati *et al.*, 2023). Estos residuos, si no se manejan adecuadamente, pueden tener impactos ambientales significativos, particularmente en regiones áridas donde la acumulación de biomasa puede generar problemas de toxicidad ambiental (Burezq &

Davidson, 2023). La eliminación tradicional mediante quema o transporte también implica costos elevados para los agricultores (Kavvadias *et al.*, 2024). Sin embargo, estos residuos poseen un alto contenido de celulosa, hemicelulosa y lignina, lo que les otorga un gran potencial para aplicaciones como refuerzos de materiales y aprovechamiento industrial (Belgacem *et al.*, 2021; Chandrasekaran & Bahkali, 2013).

#### 2.5.4. Potencial de los residuos de palma datilera como material adsorbente de amonio

La riqueza de los residuos de la palma datilera en componentes lignocelulósicos, los posiciona como una materia prima ideal para el desarrollo de materiales adsorbentes. Estudios previos han demostrado el potencial de estos residuos en la adsorción de diferentes contaminantes en aguas residuales, como metales pesados, colorantes y compuestos orgánicos (Sizirici *et al.*, 2021; Daoud *et al.*, 2017; Remmani *et al.*, 2021). En el **Cuadro 6** resume algunos trabajos relevantes sobre el uso de residuos de palma datilera en el tratamiento de aguas residuales, evidenciando su versatilidad y eficiencia como material adsorbente.

**Cuadro 6.** Estudios de remoción de contaminantes utilizando residuos de palma datilera.

Material	Adsorbato	Tratamiento	pH	Eficiencia	Ref.
Fronδας y hojas	Cu, Zn, Ni y Fe.	Pirolisis 400, 500 y 600 °C	6.0	98%	Sizirici <i>et al.</i> , 2021
Biomasa de	Pb y Cu	Pirólisis 800 °C	4.5 - 5.5	65%	Amin <i>et al.</i> , 2019

desechos					
Hueso de dátil	Pb, Cu, Cd y Zn	Carbonización a 500 °C	9.0	77-97%	Aldawsari <i>et al.</i> , 2017
Fibras	Al	Impregnación a 650 °C	10.0	99.5%	Basheer <i>et al.</i> , 2021
Semillas	Cr	Carbonización	1.0	99%	El Nemr <i>et al.</i> , 2008
Fibras	Cu	Calcinación 400 °C	-	94.4%	Soudani <i>et al.</i> , 2024
Fibras	Pb y Cu	Carbonización	-	92 y 80%	Melliti <i>et al.</i> , 2023
Desechos de dátil	Fenol	Activación química	8	86%	El-Naas <i>et al.</i> , 2016
Hojas	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> y NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Pirólisis 500 °C	7	51 y 99%	Fseha <i>et al.</i> , 2021

Aunque los residuos de la palma datilera ya han sido utilizados para la remoción de metales pesados y compuestos orgánicos, la investigación específica sobre su aplicación en la remoción de amonio es limitada. Esto representa una oportunidad para explorar y optimizar el potencial de estos materiales en regiones áridas donde estos residuos son abundantes.

Al integrar la gestión sostenible de residuos agrícolas con la mejora de la calidad del agua, el desarrollo de bioadsorbentes a partir de residuos de la palma datilera promueve la innovación en el tratamiento de aguas residuales agropecuarias.

### 3. JUSTIFICACIÓN

El desarrollo sostenible enfrenta desafíos críticos en la gestión de recursos hídricos y el manejo de residuos agrícolas y pecuarios. Las aguas residuales agropecuarias, con altas concentraciones de amonio, generan graves impactos ambientales al afectar los ecosistemas acuáticos y representar riesgo para la salud humana.

El aprovechamiento de residuos agrícolas como materia prima para la producción de bioadsorbentes ofrece una solución innovadora y sostenible, alineándose con los principios de economía circular. En particular, los residuos de palma datilera, ampliamente disponibles en regiones áridas, ofrecen la oportunidad de abordar simultáneamente la contaminación del agua y la acumulación de residuos agrícolas. Su composición química y estructura física la hacen un material ideal para su conversión en adsorbentes eficientes mediante pirólisis y activación química.

La presente investigación, enfocada en la evaluación de residuos de palma datilera como bioadsorbentes para la remoción de amonio, contribuye a mitigar la contaminación del agua en actividades agropecuarias y promover la valorización de residuos en materiales de valor agregado. Este trabajo se alinea con los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS), en particular el ODS 6 (agua limpia y saneamiento) y el ODS 12 (producción y consumo responsable), demostrando el impacto positivo en la conservación del medio ambiente.

## **4. HIPÓTESIS**

La activación química de los bioadsorbentes obtenidos a partir de hojas y racimos de palma datilera mejorará significativamente su capacidad de adsorción de amonio en aguas residuales agropecuarias, aumentando su eficiencia en la remoción del contaminante y favoreciendo su posible reutilización.

## **5. OBJETIVOS**

### **5.1. Objetivo general**

Desarrollar y evaluar el potencial de los residuos de hojas y racimos de palma datilera como bioadsorbentes, específicamente en forma de biocarbón y carbón activado, para su aplicación en la remoción de amonio en aguas residuales agropecuarias.

### **5.2. Objetivos específicos**

1. Evaluar el efecto de la activación química sobre la eficiencia de remoción de amonio en los bioadsorbentes derivados de residuos de palma datilera.
2. Caracterizar la composición fisicoquímica y estructural de los materiales obtenidos para determinar su viabilidad como bioadsorbentes.
3. Optimizar las condiciones del proceso de adsorción en ensayos tipo lote, considerando variables como pH, dosis de bioadsorbente, tiempo de contacto y temperatura, así como modelar la cinética e isothermas de adsorción.
4. Evaluar el desempeño del bioadsorbente optimizado en la remoción de amonio en aguas residuales reales del sector agropecuario.
5. Aplicar el bioadsorbente en sistemas de flujo continuo mediante ensayos en columna lecho fijo para evaluar su desempeño en condiciones operativas realistas.

## 6. MATERIALES Y MÉTODOS

En este capítulo se describen los procedimientos realizados para la preparación del biocarbón y carbón activado a partir de residuos de palma datilera, empleados como bioadsorbentes para la remoción de amonio en agua residual. Se detallan las variables independientes y dependientes involucradas en el proceso de activación química y térmica, así como los parámetros óptimos establecidos para maximizar la capacidad adsorbente del material.

Adicionalmente, se presentan los métodos empleados para la caracterización fisicoquímica del carbón activado, evaluando propiedades como área superficial, estructura porosa y composición química, tanto antes como después de su modificación. También se describen los procedimientos utilizados para analizar las propiedades cinéticas y la eficiencia del material bajo condiciones controladas, con el fin de garantizar su funcionalidad como adsorbente en sistemas de tratamiento de agua residual.

### 6.1. Instrumentos

- *Molino de martillo oscilante*

Se utilizó un molino de martillo oscilante *Thomas Wiley Laboratory Mill Model 4* con tamiz de 0.5 mm para la molienda de los residuos.



**Figura 10.** Molino de martillo oscilante y residuos de palma molidos.

- *Horno de secado*

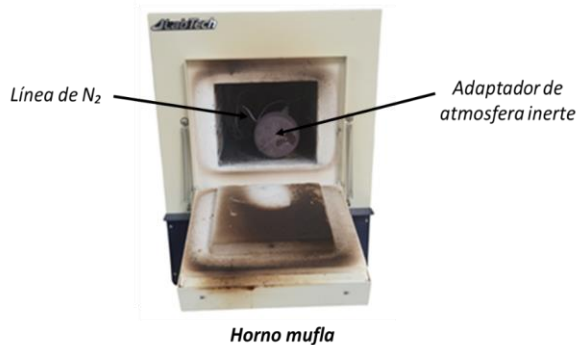
Para el secado de la materia prima, se empleó un horno *Thelco Precision Scientific Incubator Oven 31480 Model 16*, operando a 60 y 100 °C para eliminar la humedad residual.



**Figura 11.** Horno de secado (Thelco Precision Scientific Incubator Oven 31480 Model 16).

- *Mufla*

El proceso de carbonización se realizó en un horno tipo mufla *Labtech* de 4.5 L (Modelo LEF-105S-1), equipado con un adaptador para trabajar en atmósfera inerte (ausencia de O<sub>2</sub>, con un flujo de 500 mL/min de N<sub>2</sub>). Este equipo permite alcanzar temperaturas de trabajo entre 200 y 1,300 °C.



**Figura 12.** Horno tipo mufla y montaje para carbonización de residuos.

- *Incubadora de germinación*

Para ajustar la temperatura durante los ensayos de adsorción, se utilizó una incubadora *VWR International Model 1545* con rango de temperatura de 5 a 70 °C y precisión de  $\pm 0.5$  °C.



**Figura 13.** Incubadora (VWR International Model 1545).

- *Espectrofotómetro Visible*

La concentración residual de amonio en las soluciones se determinó mediante un espectrofotómetro Iris HI 801 (Hanna® Instruments).



**Figura 14.** Espectrofotómetro Iris HI 801 (Hanna® Instruments).

- *Instrumentación de ensayos en lote*

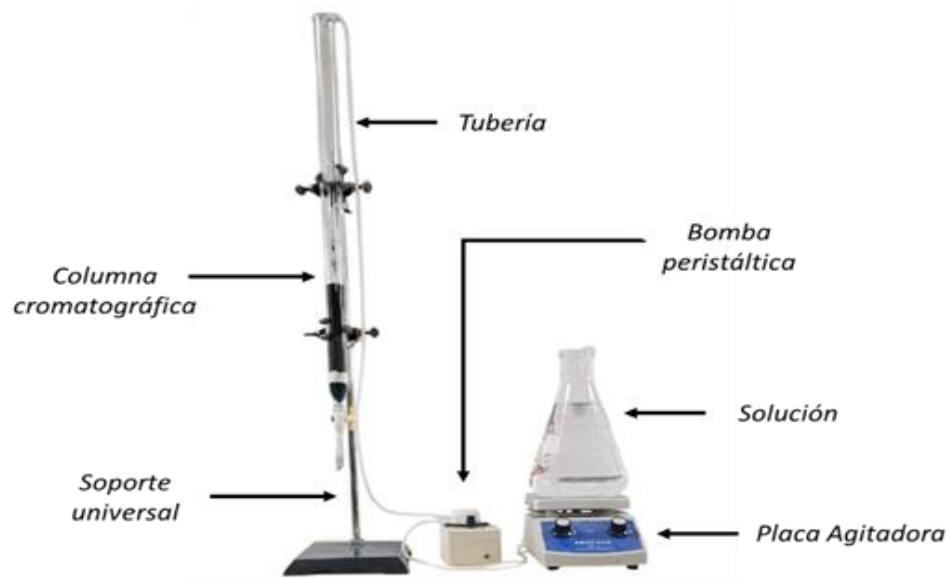
Los ensayos en lote se realizaron en un vaso de precipitado de 100 mL, utilizando una placa agitadora magnética (*Anzeser SH-2*) para garantizar una mezcla homogénea durante el proceso (125 rpm).



**Figura 15.** Montaje para ensayos en lote.

- *Instrumentación de ensayos en columna*

Para los ensayos en columna se utilizó una columna cromatográfica de 40 cm de longitud, fijada en un soporte universal para garantizar su estabilidad. La solución con el adsorbato se agitó en un matraz Erlenmeyer de 1 L sobre una placa agitadora magnética (*Anzseser SH-2*). Posteriormente, mediante una bomba peristáltica (*Tbest Model Tbest1f32u5ws4e*), la solución fue impulsada a un caudal constante de 5 mL/min hacia la columna.



**Figura 16.** Montaje para ensayos en columna.

- *Microscopio electrónico de barrido (SEM)*

Se utilizó la técnica de microscopía electrónica de barrido para estudiar la morfología de los materiales bioadsorbentes, empleando un equipo JEOL JSM-6010LA.

- *Otros equipos*

Para la medición de pH se utilizó un pH-metro Hanna HI 98129, calibrado con soluciones reguladoras de pH 4.00 y 7.00 a  $25.0 \pm 0.5$  °C. Además, la preparación de soluciones se llevó a cabo con micropipetas automáticas de precisión con volúmenes de 10  $\mu$ L, 25  $\mu$ L, 50  $\mu$ L y 1000  $\mu$ L.

## 6.2. Reactivos

Se preparó una solución madre de amonio con una concentración de 1,230 mg/L a partir de cloruro de amonio ( $\text{NH}_4\text{Cl}$ ) grado reactivo ACS de la marca Fermont. A partir de esa solución se prepararon soluciones con diferentes concentraciones utilizadas para las cinéticas e isothermas de adsorción. Las soluciones se utilizaron para realizar los experimentos de tipo lote y de columna.

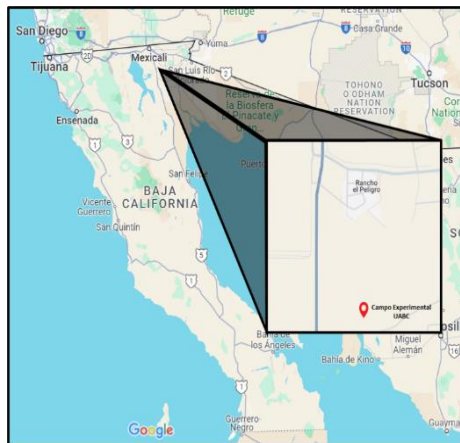


**Figura 17.** Preparación de soluciones de  $\text{NH}_4^+$  a diferentes concentraciones.

## 6.3. Metodología

### 6.3.1. Recolección de la materia prima

Se utilizaron dos residuos de palma datilera para la obtención de los bioadsorbentes: el racimo fructífero (pedúnculo) y las hojas de palma (foliolos). La recolección de los residuos se realizó en un campo agrícola experimental del Instituto de Ciencias Agrícolas de la UABC, ubicado en el Ejido el Peligro, con coordenadas 32.493671, -115.213019 (**Figura 18**). Los residuos fueron transportados inmediatamente al laboratorio de botánica del Instituto donde se realizaron todos los experimentos.



**Figura 18.** Localización de campo experimental del Instituto de Ciencias Agrícolas.

### 6.3.2. Pretratamiento de los residuos

Una vez recolectados, los residuos se lavaron con agua desionizada para retirar impurezas y partículas de polvo, y posteriormente se secaron en un horno a 70 °C durante 24 horas (Figura. Las muestras se trituraron empleando un molino de martillo oscilante (*Thomas Wiley Laboratory Mill Model 4*) y se tamizaron a un tamaño de partícula de 0.5 mm. Finalmente, las muestras se secaron en un horno de mufla (Labtech, Modelo LEF-105S-1), a 105 °C durante 24 horas.

*Racimo de palma (Pedúnculo)*



*Hojas de palma (Foliolos)*



**Figura 19.** Muestras de racimo y hojas de palma recolectadas.

### 6.3.3. Preparación de los bioabsorbentes

La síntesis de los bioadsorbentes se llevó a cabo mediante dos tratamientos: carbonización y activación química del carbono. Estos tratamientos se aplicaron tanto a las hojas como a los racimos de palma datilera, obteniendo cuatro bioadsorbentes finales, los cuales se etiquetaron como se muestra en el **Cuadro 7**.

**Cuadro 7.** Tratamientos de los residuos de hojas y racimo de palma datilera.

<b>Residuo</b>	<b>Tratamiento</b>	<b>Bioadsorbente</b>
Hojas de Palma	Carbonización	C-HP
Hojas de Palma	Activación química	CA-HP
Racimo fructífero	Carbonización	C-RF
Racimo fructífero	Activación química	CA-RF

El proceso de carbonización consistió en someter los materiales triturados en un tratamiento térmico en un horno de mufla con atmósfera inerte (en ausencia de O<sub>2</sub>, con un flujo de 500 mL/min de N<sub>2</sub>) a una temperatura de

380 °C durante 1 hora. Este proceso permitió la eliminación de compuestos volátiles y la formación de una estructura carbonosa con mayor porosidad. Por otro lado, la activación química se realizó tratando los materiales con una solución de NaOH 1.0 M a una proporción de 1.0 g de bioadsorbente por 2.5 mL de solución, durante 2 horas. Posteriormente, el material se secó en un horno por 1 hora y se carbonizó en atmósfera inerte a una temperatura de 380 °C durante 1 hora. Finalmente, el bioadsorbente resultante se lavó varias veces con agua desionizada para eliminar el exceso de álcali y se secaron en un horno a 60 °C durante 2 horas.

#### **6.3.4. Determinación de amonio $\text{NH}_4^+$ en soluciones acuosas**

Las concentraciones de amonio en soluciones acuosas se determinaron con un espectrofotómetro visible "Iris" HI 801 (Hanna, instrumentos). Este método se basa en la reacción del amonio con el reactivo Nessler (solución alcalina de tetraiodomercuriato de potasio,  $\text{K}_2\text{HgI}_4$ ) en medio básico, formando un complejo de color amarillo cuya intensidad es proporcional a la concentración de amonio. La absorbancia se mide a  $\lambda=425$  nm en el espectrofotómetro Iris (Aguilar, 2018; *Hanna Instruments*, 2025).

#### **6.3.5 Prueba preliminar de adsorción en lote**

Para evaluar la capacidad de adsorción, se mezclaron 0.1 g de cada bioadsorbente con 50 mL de soluciones de amonio a 50 mg/L. Las mezclas se agitaron en un agitador magnético a 125 rpm durante 24 horas a temperatura constante de 25 °C. Posteriormente, las mezclas se filtraron a través de filtros de membrana de 0.22  $\mu\text{m}$  y se determinaron las concentraciones de amonio en los sobrenadantes utilizando un espectrofotómetro Iris Hanna. Los experimentos se realizaron por triplicado y se informaron los valores promedio.

La eficiencia de los bioadsorbentes en el sistema por lote se determinó calculando la capacidad de adsorción y el porcentaje de remoción del

contaminante. La cantidad de adsorción en equilibrio  $q_e$  (mg/g), se calculó utilizando la ecuación (8):

$$q_e = \frac{(C_0 - C_e) V}{M} \quad (\text{Ecuación 8})$$

Donde,  $C_0$  y  $C_e$  son las concentraciones de  $\text{NH}_4^+$  en la fase líquida al inicio y final del proceso (mg/L), respectivamente.  $V$  es el volumen de la solución en litros (L) y  $M$  es la masa del adsorbente seco en gramos (g). Además, el porcentaje de adsorción ( $r$ ) se calculó mediante la ecuación (9):

$$r = \frac{C_0 - C_e}{C_0} \times 100 \quad (\text{Ecuación 9})$$

#### **6.3.6. Análisis de datos**

En este estudio, la selección de los bioadsorbentes se basó directamente en su eficiencia de remoción (el que presentó mayor eliminación del contaminante) sin emplear análisis estadístico debido al carácter exploratorio de la investigación, donde las diferencias en adsorción fueron marcadas y consistentes. Dado que el objetivo principal fue identificar el material más prometedor de manera práctica y rápida, se priorizó un enfoque comparativo cualitativo basado en el desempeño observable, metodología ampliamente utilizada en estudios preliminares de adsorción.

#### **6.3.7. Evaluación del desempeño de adsorción de los bioadsorbentes con mayor remoción de amonio**

Basándose en la evaluación preliminar de adsorción, se seleccionaron los dos bioadsorbentes con la mayor adsorción de amonio para evaluar su eficiencia. Se realizaron análisis de punto de carga cero, puntos ácidos y bases, isothermas y cinéticas de adsorción.

### 6.3.7.1. Punto de carga cero ( $pH_{PZC}$ )

El  $pH_{PZC}$  de los bioadsorbentes se determinó adicionando 50 mL de agua destilada en 8 matraces con una capacidad de 100 mL. Luego, se añadieron soluciones ácidas (HCl 0.1 mol/L) y básicas (NaOH 0.1 mol/L) a cada matraz para ajustar el pH a los siguientes valores: 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9 y 10. A continuación, se añadieron 0,5 g de los bioadsorbentes a cada matraz que se taparon y se agitaron continuamente con un agitador magnético (125 rpm) a una temperatura constante de 25 °C durante 24 h. Después de este período, se filtró el contenido de cada matraz y se midió el pH final de las muestras con un medidor de pH (Hanna, HI 98129). Se trazó una curva del pH inicial frente al pH final para obtener el  $pH_{PZC}$  desde el punto donde una línea diagonal intercepta la curva de pH (Amaringo & Hormaza, 2013).

### 6.3.7.2. Puntos Ácidos y Básicos

Los sitios ácidos y bases del adsorbente se determinaron utilizando el método de Boehm (2001) utilizando valoraciones ácido-base. En este procedimiento se utilizaron dos matraces de fondo plano. En el primero se añadieron 50 mL de solución NaOH 0.1 mol/L; en el segundo se añadieron 50 mL de solución HCl 0.1 mol/L. A continuación, se añadieron 0.5 g de bioadsorbente a ambas soluciones. Los matraces se cubrieron y mantuvieron bajo agitación (125 rpm) durante 5 días a 25 °C. Después de este periodo se tomaron 10 mL de alícuotas de las soluciones y se valoraron con soluciones estándar de NaOH 0.1 mol/L y HCl 0.1 mol/L. Los valores de sitios ácidos y básicos se calcularon aplicando las ecuaciones (10) y (11), respectivamente.

$$M_{as} = \frac{V_b (C_b) - V_{eqHCl} (C_{HCl})}{m} \frac{V_b}{V_{alícuota,b}} \quad (\text{Ecuación 10})$$

donde  $M_{as}$  es el número de moles de grupos funcionales ácidos en la superficie del adsorbente que reaccionaron con el NaOH durante la mezcla,

$C_b$  es la concentración de la base que reaccionara con el adsorbente en la mezcla,  $V_b$  es el volumen de la base,  $V_{alícuota,b}$  es el volumen de la alícuota,  $C_{HCl}$  es la concentración del ácido (HCl, agente titulante) añadido a la alícuota tomada de la muestra original,  $V_{eqHCl}$  es el volumen de HCl en el que se produce el punto de equivalencia, y  $m$  es la masa en gramos del adsorbente.

$$M_{bs} = \frac{V_a (C_a) - V_{eqNaOH} (C_{NaOH}) \frac{V_a}{V_{alícuota,a}}}{m} \quad (\text{Ecuación 11})$$

Donde  $M_{bs}$  es el número de moles de grupos funcionales básicos en la superficie del adsorbente que reaccionaron con el HCl durante la mezcla,  $C_a$  es la concentración del ácido que reaccionara con el adsorbente en la mezcla,  $V_a$  es el volumen del ácido,  $V_{alícuota,a}$  es el volumen de la alícuota,  $C_{NaOH}$  es la concentración del NaOH (agente titulante) añadido a la alícuota tomada de la muestra original,  $V_{eq NaOH}$  es el volumen del NaOH en el que se produce el punto de equivalencia, y  $m$  es la masa en gramos del adsorbente.

### 6.3.7.3. Isotermas de adsorción

Una isoterma de adsorción es una herramienta fundamental que, a través de una curva, permite describir y comprender el proceso que regula la retención, liberación o movilidad de una sustancia desde un medio acuoso o poroso hacia una fase sólida, bajo condiciones controladas de pH y temperatura (Limousin et al., 2007). En este trabajo, se evaluó la adsorción de amonio en una solución acuosa utilizando residuos de palma datilera como bioadsorbentes. Los experimentos se llevaron a cabo mezclando 0.25 g de los bioadsorbentes seleccionados con 50 mL de soluciones de amonio a diferentes concentraciones iniciales (10, 25, 50, 100, 200, 300 y 500 mg/L). Las mezclas se agitaron en un agitador magnético a 125 rpm y a una temperatura constante de 25 °C durante 24 horas. Posteriormente, las mezclas se filtraron mediante un filtro de membrana de 0.22 µm, y se determinó las

concentraciones de amonio de los sobrenadantes utilizando espectrofotometría visible. La cantidad adsorbida de amonio ( $q_e$ ) se calculó utilizando la ecuación (8). Los datos experimentales obtenidos se ajustaron a los modelos isotérmicos de Langmuir y de Freundlich para analizar el comportamiento de la adsorción.

#### *Modelo de Langmuir*

El modelo de Langmuir fue desarrollado originalmente para describir el comportamiento de adsorción de gases sobre superficies sólidas homogéneas. Este modelo supone que la adsorción ocurre en sitios específicos y uniformes, donde cada sitio adsorbe una sola molécula, formando una monocapa, y no hay interacción entre moléculas adsorbidas (Langmuir, 1918). La ecuación linealizada de la isoterma de Langmuir se expresa de la siguiente manera:

$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{C_e}{q_{max}} + \frac{1}{q_{max} K_L} \quad (\text{Ecuación 12})$$

Donde,  $q_e$  es la cantidad de amonio adsorbido por unidad de masa de bioadsorbente (mg/g),  $q_{max}$  la capacidad máxima de adsorción (mg/g),  $C_e$  es la concentración de amonio en el equilibrio (mg/L) y  $K_L$  la constante de afinidad de Langmuir (L/mg). Los valores de  $q_{max}$ ,  $K_L$  constantes, y los coeficientes de regresión se determinaron a partir de la gráfica de  $C_e/q_e$  versus  $C_e$ .

#### *Modelo de Freundlich*

El modelo de Freundlich describe la adsorción en superficies heterogéneas, donde los sitios activos tienen diferentes energías de adsorción. Este modelo supone que las moléculas se adsorben en multicapas y que la intensidad de los enlaces disminuye a medida que se ocupan más sitios (Freundlich, 1928). La ecuación linealizada del modelo de Freundlich se expresa como:

$$\text{Ln}q_e = \text{Ln}K_f + \frac{1}{n_f} \text{Ln}C_e \quad (\text{Ecuación 13})$$

Donde,  $q_e$  es la cantidad de amonio adsorbido por unidad de masa de bioadsorbente (mg/g),  $K_f$  es la constante de Freundlich, que indica la capacidad de adsorción en la fase líquida (mg/L),  $n_f$  es un factor de heterogeneidad que proporciona información sobre las energías de enlace entre el bioadsorbente y el amonio, y  $C_e$  que es la concentración de amonio equilibrio en equilibrio (mg/L).

#### **6.3.7.4. Cinéticas de adsorción**

El análisis cinético de la adsorción brinda información sobre la velocidad del proceso, el rendimiento del adsorbente y los mecanismos de transferencia de masa, fundamentales para diseñar sistemas de adsorción (Wang & Guo, 2020). Los experimentos de cinética de adsorción se realizaron mezclando 0.25 g de los adsorbentes seleccionados con 50 mL de soluciones de amonio de 50 mg/L. Las mezclas se agitaron en un agitador magnético a 125 rpm y a una temperatura constante de 25 °C. Se tomaron muestras a diferentes intervalos de tiempo (0.5, 1, 2, 5, 10, 20 y 24 horas), las cuales se filtraron mediante filtros de membrana de 0.22  $\mu\text{m}$  para determinar la concentración residual de amonio en los sobrenadantes, utilizando espectrofotometría visible. Los datos experimentales se ajustaron a los modelos cinéticos pseudo-primer orden y pseudo-segundo orden.

##### *Pseudo-primer orden*

La cinética de pseudo-primer orden, propuesta por Lagergren en 1898, describe la adsorción en sistemas líquido-sólido. Este modelo asume que la velocidad de adsorción es proporcional a la diferencia entre la concentración de saturación y la concentración actual del adsorbato (Lagergren, 1898; Ben

*et al.*, 2017). La ecuación linealizada del modelo de pseudo-primer orden se expresa como:

$$L_n(q_e - q_t) = Lnq_e - k_1t \quad (\text{Ecuación 14})$$

Donde,  $q_e$  es la cantidad de amonio adsorbido en equilibrio (mg/g) y  $q_t$  la cantidad de amonio adsorbido en el tiempo  $t$  (mg/g).  $k_1$  es la constante de velocidad del modelo pseudo-primer orden ( $\text{min}^{-1}$ ) y  $t$  es el tiempo de contacto (min).

#### *Pseudo-segundo orden*

El modelo de pseudo-segundo orden se fundamenta en el mecanismo de quimisorción, donde el adsorbato forma enlaces covalentes con la superficie del adsorbente (Ben *et al.*, 2017; Ho & McKay, 2000; Bernard *et al.*, 2013). La ecuación linealizada del modelo de pseudo-segundo orden se expresa como (Ho & McKay, 1999):

$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{k_2 q_e^2} + \frac{1}{q_e} t \quad (\text{Ecuación 15})$$

Donde,  $q_e$  es la cantidad de amonio adsorbido en equilibrio (mg/g) y  $q_t$  la cantidad de amonio adsorbido en el tiempo  $t$  (mg/g).  $k_2$  es la constante de velocidad de adsorción del modelo pseudo-segundo orden ( $\text{g/mg} \cdot \text{min}$ ) y  $t$  es el tiempo de contacto (min).

### **6.3.8. Caracterización del bioadsorbente seleccionado**

Basándose en el desempeño de adsorción, se seleccionó el bioadsorbente que demostró la mayor eficiencia en la remoción de  $\text{NH}_4^+$  para analizar sus propiedades estructurales, composicionales y térmicas. Esta caracterización permitirá comprender los mecanismos de adsorción, así como

las características fisicoquímicas que influyen en su capacidad de retención de contaminantes.

#### **6.3.8.1. Microscopía electrónica de barrido (SEM)**

Las muestras del material adsorbente CA-HD se caracterizaron mediante SEM con un equipo JEOL JSM-6010LA, las muestras se secaron a temperatura ambiente, se trituraron y fueron fijadas en un portaobjetos con cinta conductora de carbono. Debido a su naturaleza no conductora, se recubrieron con una capa de oro (~10 nm). El análisis se realizó a 15 kV y 50 Pa en bajo vacío, obteniendo imágenes detalladas de la morfología, irregularidades, porosidades y características superficiales.

#### **6.3.8.2. XRF (fluorescencia de rayos X)**

El perfil químico del adsorbente, fue determinado mediante espectroscopia de energía dispersiva de rayos X. Este análisis se realizó utilizando un espectrómetro EDX-7200 (Shimadzu, Kyoto, Japón). Las muestras de CA-HD fueron previamente secadas y homogeneizadas para asegurar resultados representativos. Posteriormente, las muestras fueron colocadas en el portamuestras del espectrómetro, donde fueron sometidas a un haz de rayos X. Este procedimiento permitió que los elementos presentes en la superficie del adsorbente fueran identificados y cuantificados con precisión.

#### **6.3.8.3. Análisis de estabilidad térmica**

El análisis térmico del adsorbente se realizó para evaluar su comportamiento y estabilidad frente a variaciones de temperatura. Este análisis incluye el análisis termogravimétrico (TGA), el cual se llevó a cabo utilizando un analizador térmico simultáneo (STA 6000, Perkin Elmer). La

temperatura de calentamiento se programó en un rango de 25 a 700 °C, con una velocidad de incremento de 10 °C/min.

Durante el ensayo, el adsorbente se sometió a un flujo constante de gas N<sub>2</sub> a una tasa de 100 mL/min, garantizando un ambiente inerte y evitando reacciones de oxidación. Estas condiciones permitieron observar exclusivamente los procesos de descomposición térmica del material, identificando etapas clave como la eliminación de humedad, la degradación de compuestos orgánicos y la carbonización de componentes lignocelulósicos.

### **6.3.9. Optimización del proceso de adsorción en lote**

Se optimizó sistemáticamente el proceso de adsorción del bioadsorbente con mayor eficiencia a través de la variación de pH, dosis de adsorbente y la temperatura de operación. Para cada variable se estableció un diseño experimental controlado donde se mantuvieron factores de agitación y tiempo constantes mientras se variaba el parámetro en estudio.

#### *Efectos del pH*

Se mezcló 0.1 g del adsorbente con 50 mL de solución de amonio (50 mg/L) en un vaso de precipitado, agitando la mezcla en un agitador magnético (125 rpm) a 25 °C durante 5 horas. Se probaron siete valores de pH: 1, 3, 5, 7, 9, 10 y 12. Los valores de pH de las soluciones se ajustaron utilizando soluciones de 1.0 M de NaOH y 1.0 M de HCl. Las mezclas se filtraron inmediatamente a través de un filtro de membrana de 0.22 µm y se determinó las concentraciones de amonio de los sobrenadantes. Los experimentos se realizaron por triplicado y se informaron los valores promedio.

#### *Efecto de la dosis del adsorbente*

Se prepararon soluciones con diferentes dosis de adsorbente (0.25, 0.50, 0.75 y 1.0 g) en 50 mL de una solución de amonio con una concentración

inicial de 50 mg/L. La solución se ajustó el pH con la mejor adsorción obtenida. Las mezclas se agitaron en un agitador magnético a 125 rpm y 25 °C durante 5 horas. Posteriormente, las soluciones se filtraron a través de un filtro de membrana de 0.22 µm y se determinaron las concentraciones de amonio de los sobrenadantes. Los experimentos se realizaron por triplicado y se informaron los valores promedio obtenidos.

#### *Efecto de la temperatura*

Se estudió el efecto de la temperatura en la adsorción del amonio utilizando el pH y la dosis de adsorbente óptimo previamente determinados. Los experimentos se llevaron a cabo utilizando una concentración de 50 mg/L de amonio en 50 mL de solución. Las mezclas se sometieron a agitación a 125 rpm durante 5 horas a tres diferentes temperaturas: 10, 25 y 40 °C, controladas en una incubadora. Luego, las soluciones se filtraron a través de un filtro de membrana de 0.22 µm y se determinaron las concentraciones de amonio de los sobrenadantes. Los experimentos se realizaron por triplicado y se informaron los valores promedio obtenidos.

#### **6.3.10. Ensayos de adsorción en lote con muestras de aguas residuales**

Para los estudios de adsorción se utilizaron muestras de aguas residuales agropecuarias recolectadas en el Instituto de Ciencias Agrícolas de la Universidad Autónoma de Baja California. Se determinó la concentración inicial de amonio en las muestras y se incrementó a 25 y 50 mg/L para evaluar la eficiencia de remoción en ambas concentraciones. Las pruebas se llevaron a cabo en vasos de precipitado de 100 mL, adicionando 1 g de bioadsorbente y 50 mL de muestra de agua residual enriquecida con amonio. El pH de la solución se ajustó a 9.0, y se mantuvo en agitación constante utilizando un agitador magnético a 125 rpm durante 5 horas a una temperatura de 40 °C. Posteriormente, las soluciones se filtraron a través de un filtro de membrana

de 0.22  $\mu\text{m}$  y se determinaron las concentraciones de amonio de los sobrenadantes. Además, se realizaron otros análisis fisicoquímicos para determinar las propiedades del agua residual, como el pH y la conductividad eléctrica (CE). Estos parámetros se evaluaron antes y después de los ensayos de adsorción, se realizaron por triplicado y se consideraron producidos cuando el error era inferior al 3%.

#### **6.3.11. Ensayos de adsorción en columna con muestras de aguas residuales**

Se implementó un sistema de adsorción en columna para evaluar el desempeño del bioadsorbente en condiciones dinámicas, utilizando una concentración de 25 mg/L de  $\text{NH}_4^+$ , valor que mostró el mayor rendimiento de adsorción en los ensayos por lotes. El arreglo experimental se llevó a cabo en columnas cromatográficas de vidrio con una altura de 30.0 cm y un diámetro interno de 2.0 cm, con una altura del lecho adsorbente de 5.0 cm. En la parte inferior de la columna se colocó un filtro de fibra de vidrio para prevenir la pérdida del adsorbente durante el proceso de filtración. El flujo de la solución se mantuvo constante a 5 mL/min utilizando una bomba peristáltica para alimentar la solución en la columna. Durante todo el experimento, la solución se agitó para garantizar la homogeneidad. Los efluentes se recolectaron a intervalos de 5 min durante la primera hora de filtración y posteriormente cada 10 min en lo que resta del proceso. Las muestras se filtraron a través de un filtro de membrana con un tamaño de poro de 0.22  $\mu\text{m}$  y las concentraciones de amonio se determinaron mediante espectrofotometría UV-VIS por triplicado.

### 6.3.11.1. Descripción matemática de los estudios en columnas de lecho fijo

El desempeño de las columnas de lecho fijo se evalúa principalmente a través de la curva de ruptura, la cual describe la relación entre la concentración del soluto en el efluente ( $C_t$ ) y la concentración inicial del influente ( $C_0$ ) a lo largo del tiempo ( $t$ ). Esta curva se utiliza para analizar el comportamiento de adsorción y determinar los parámetros operativos y diseños del sistema. Los principales parámetros del proceso pueden calcularse mediante las siguientes ecuaciones (Lim & Iris, 2014):

El volumen total del efluente ( $V_{eff}$ ), recolectado durante la operación de la columna se calculó utilizando la siguiente ecuación:

$$V_{eff} = Q \cdot t_{total} \quad (\text{Ecuación 16})$$

donde  $Q$  es el caudal volumétrico de entrada (mL/min) y  $t_{total}$  es el tiempo total de operación (min).

La cantidad total de adsorbato retenido en la columna ( $q_{total}$ ) se determina integrando la concentración de adsorbato removido ( $C_{ad}$ ) a lo largo del tiempo mediante la ecuación:

$$q_{total} = \frac{Q}{1,000} \int_{t=0}^{t=t_{total}} C_{ad} dt \quad (\text{Ecuación 17})$$

expresada en mg, donde  $C_{ad} = C_0 - C_t$ , es la concentración de adsorbato retenido en la columna (mg/L).

El total de adsorbato que ingresó a la columna se calculó como:

$$m_{total} = \frac{C_0 \cdot Q \cdot t_{total}}{1000} \quad (\text{Ecuación 18})$$

donde  $m_{total}$  es la cantidad total de adsorbato suministrado a la columna inicial (mg).

El porcentaje de adsorbato removido en la columna se obtuvo con la siguiente ecuación:

$$\% \text{ Remoción} = \frac{q_{total}}{m_{total}} \times 100 \quad (\text{Ecuación 19})$$

La capacidad de adsorción en equilibrio ( $q_{eq}$ ) se determinó con la ecuación:

$$q_{eq} = \frac{q_{total}}{X} \quad (\text{Ecuación 20})$$

expresada en mg/g, donde  $X$  es la masa del adsorbente en la columna (g).

Finalmente, la concentración residual del adsorbato en el efluente en equilibrio se obtuvo con la ecuación:

$$C_{eq} = \frac{m_{total} - q_{total}}{V_{eff}} \times 1000 \quad (\text{Ecuación 21})$$

Donde  $C_{eq}$  se expresa en mg/L.

### **6.3.11.2. Estudio dinámico de la columna**

El comportamiento dinámico de la columna se evaluó utilizando el modelo matemático de Yoon-Nelson para determinar el punto de ruptura de la columna:

#### *Modelo de Yoon-Nelson*

El modelo de Yoon-Nelson, propuesto en 1984, supone que la tasa decreciente de adsorción es directamente proporcional a la cantidad de adsorbato adsorbido y al avance del adsorbente en el proceso (Aniagor &

Menkiti, 2025). La ecuación linealizada del modelo de Yoon-Nelson se expresa como:

$$\ln \ln \left( \frac{C_o}{C_o - C_t} \right) = k_{YN} t - \tau k_{YN} \quad (\text{Ecuación 22})$$

Donde,  $C_o$  es la concentración inicial del adsorbato en solución (mg/L),  $C_t$  la concentración del adsorbato en efluente a tiempo  $t$  (mg/L),  $k_{YN}$  la constante de velocidad del modelo de Yoon-Nelson ( $\text{min}^{-1}$ ),  $\tau$  el tiempo necesario para el 50% de penetración del adsorbato (min) y  $t$  el tiempo (min).

## 7. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### 7.1. Rendimiento del carbón de los bioadsorbentes a base de residuos de palma datilera

Los rendimientos del biocarbón y el carbón activado de residuos de la palma datilera oscilaron entre 34.66 y 44.88% (**Cuadro 8**). El biocarbón de hojas BC-HP tuvo un rendimiento del 35.66%, mientras que el biocarbón de racimo BC-RF alcanzó un 34.66%. En cuanto al carbón activado, el rendimiento de CA-HP alcanzó el 44.88%, superando al CA-RF, que fue de 42.46%. Estos resultados indican que el proceso de activación química mejora significativamente el rendimiento. Además, los bioadsorbentes a base de hoja de palma (HP) tienen un mayor rendimiento comparados con los de racimo frutífero (RF), lo que sugiere que los componentes lignocelulósicos en las hojas de dátil contribuyen a su eficiencia como materia prima para la producción de bioadsorbentes.

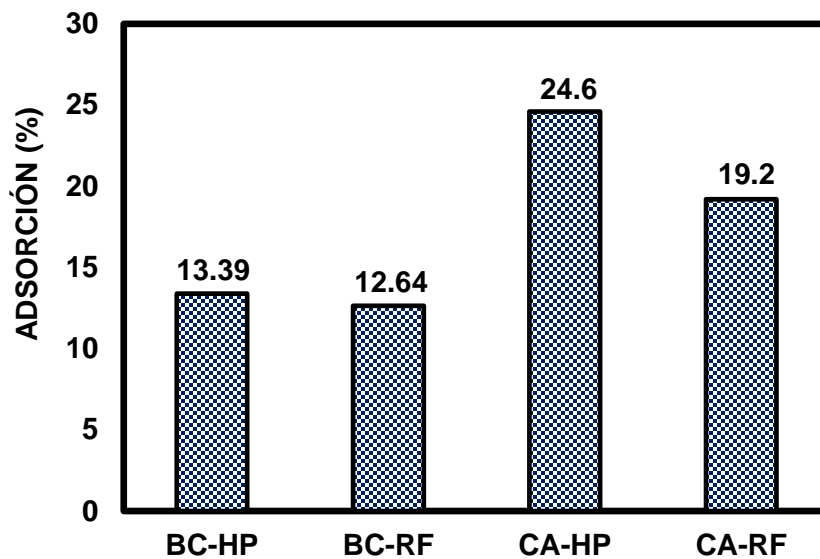
**Cuadro 8.** Rendimiento de los bioadsorbentes en el proceso de pirólisis.

Adsorbente	Rendimiento del carbón (%)
BC-HP	35.66
BC-RF	34.66
CA-HP	44.88
CA-RF	42.46

### 7.2. Ensayo preliminar de adsorción

Los resultados obtenidos en este estudio muestran que los bioadsorbentes derivados de residuos de palma datilera tienen una capacidad variable para la remoción de amonio  $\text{NH}_4^+$  en soluciones acuosas con una

concentración inicial de 50 mg/L (**Figura 20**). Los porcentajes de adsorción fueron del 13.39% para el bioadsorbente BC-HP, 12.64% para BC-RF, 24.6% para CA-HP y 19.2% para CA-RF. Estos resultados indican que los carbones activados presentan una mayor eficiencia de remoción de amonio en comparación con los biocarbones, lo que puede atribuirse a diferencias en su composición fisicoquímica, como la porosidad, el área superficial y los grupos funcionales presentes en la superficie (Zheng *et al.*, 2021).



**Figura 20.** Adsorción preliminar de los bioadsorbentes derivados de residuos de hojas y racimos de palma datilera.

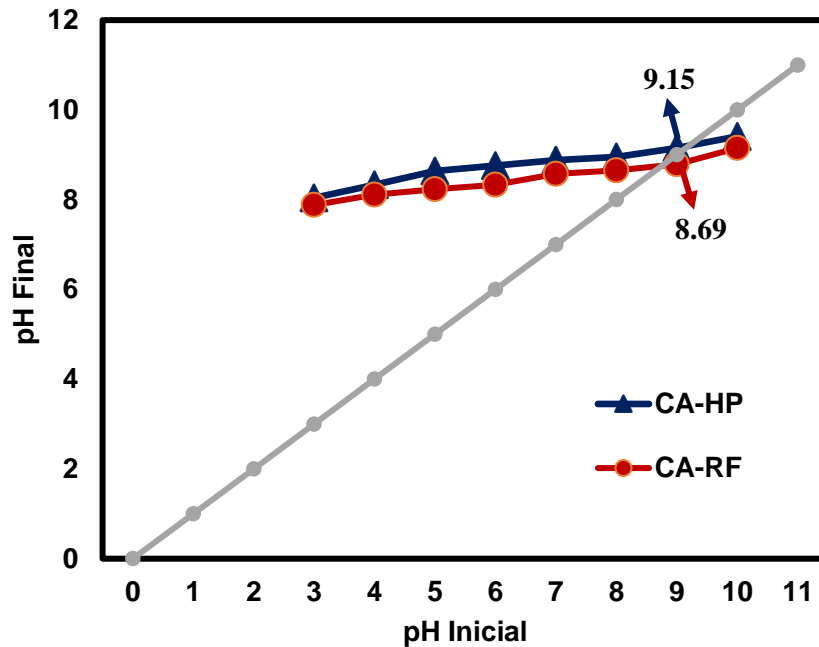
Los carbones activados, en particular el CA-HP, mostraron la mayor eficiencia de adsorción (24.6%), lo que indica que el proceso de activación química del carbono mejora significativamente la porosidad y el área superficial del material, facilitando la captura del amonio. Estos hallazgos concuerdan con lo reportado por Ren *et al.*, (2021) y Cheng *et al.*, (2019), quienes destacan que las modificaciones químicas en adsorbentes, pueden incrementar su desempeño al modificar favorablemente su estructura y propiedades superficiales.

### **7.3. Evaluación del desempeño de adsorción de los bioadsorbentes CA-RF y CA-HP**

Los resultados de adsorción preliminar indican que los carbones activados (CA-HP y CA-RF) son los más prometedores para su aplicación en la remoción de amonio. Se realizarán ensayos de punto de carga cero, sitios ácidos y básicos, isothermas y cinéticas de adsorción para estudiar el desempeño y características de adsorción de dichos bioadsorbentes con mayor eficiencia.

#### **7.3.1. Estudio del punto de carga cero ( $pH_{PZC}$ ) de CA-HP y CA-RF**

El punto de carga cero es un parámetro que indica el pH al cual la superficie de un adsorbente tiene una carga neta igual a cero (Sposito, 1998). En la **Figura 21** se muestra el comportamiento del pH en el estudio de  $pH_{PZC}$  con soluciones que oscilan entre 3 y 10 de pH. Los resultados obtenidos para los bioadsorbentes CA-HP y CA-RF mostraron un  $pH_{PZC}$  de 9.15 y 8.69, respectivamente. Esto indica que, a pH mayores que estos valores, la superficie de ambos materiales se cargan negativamente, favoreciendo la adsorción de cationes como el  $NH_4^+$ .



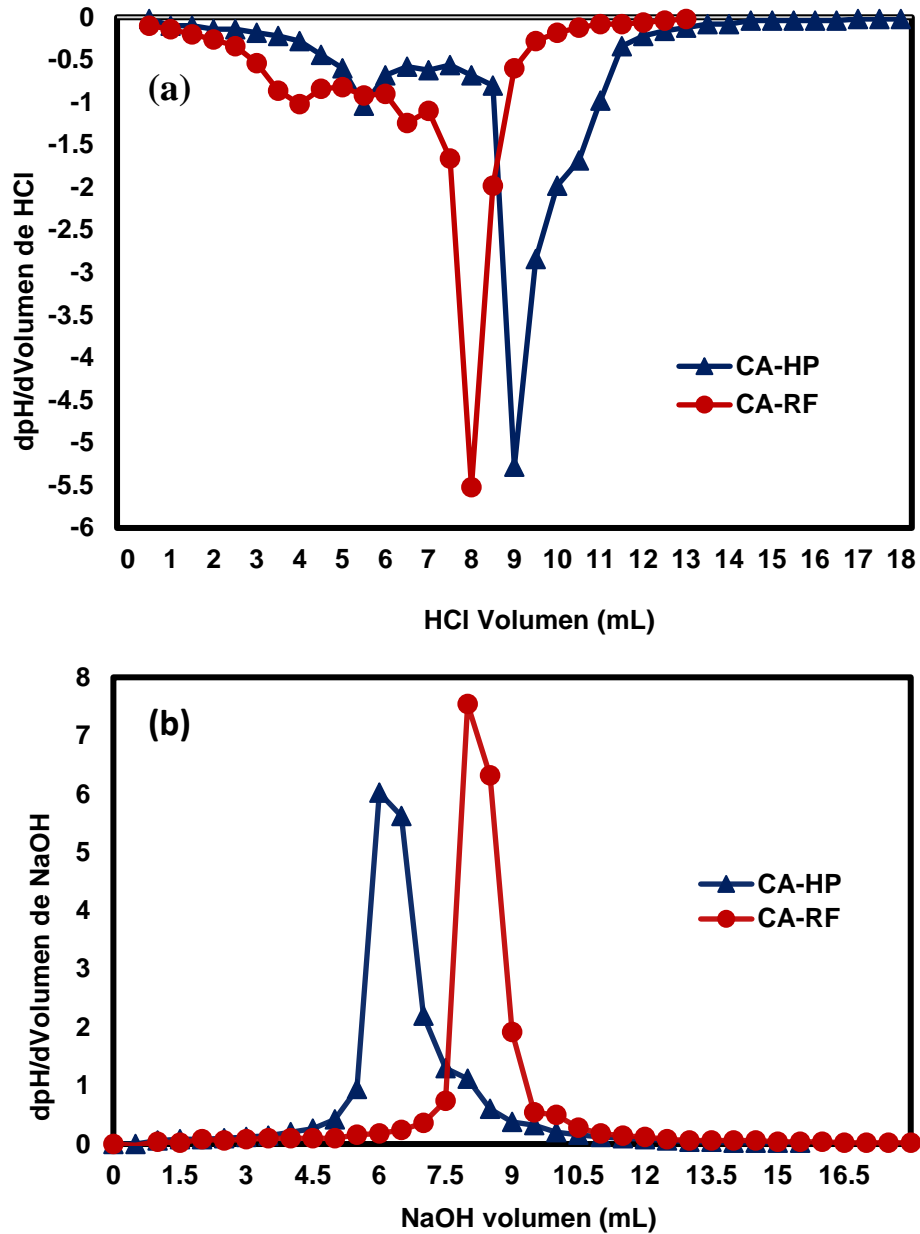
**Figura 21.**  $pH_{PZC}$  de los bioadsorbentes CA-HP y CA-RF.

El CA-HP, con un  $pH_{PZC}$  más alto, tiene una mayor tendencia a retener protones ( $H^+$ ) y, por lo tanto, una mayor eficiencia en la adsorción de amonio en un rango más amplio de pH. Estos resultados son consistentes con la mayor eficiencia de remoción observada experimentalmente para el CA-HP en comparación con el CA-RF. En aplicaciones prácticas, el pH es un factor crítico para maximizar la eficiencia de adsorción. Dado esto, es importante para los bioadsorbentes CA-HP y CA-RF trabajar en condiciones de pH ligeramente alcalinas para favorecer la carga negativa y mejorar la captura de  $NH_4^+$ .

### 7.3.2. Determinación de los sitios ácidos y básicos

En la **Figura 22** se muestra el volumen equivalente para los sitios ácidos y sitios básicos de los bioadsorbentes CA-RF y CA-HP utilizando la titulación de Boehm (2002). Los materiales presentaron diferencias en sus sitios ácido-base: CA-RF mostró un equilibrio, 2 meq/g para sitios ácidos y básicos, lo que indica versatilidad para adsorber tanto aniones como cationes

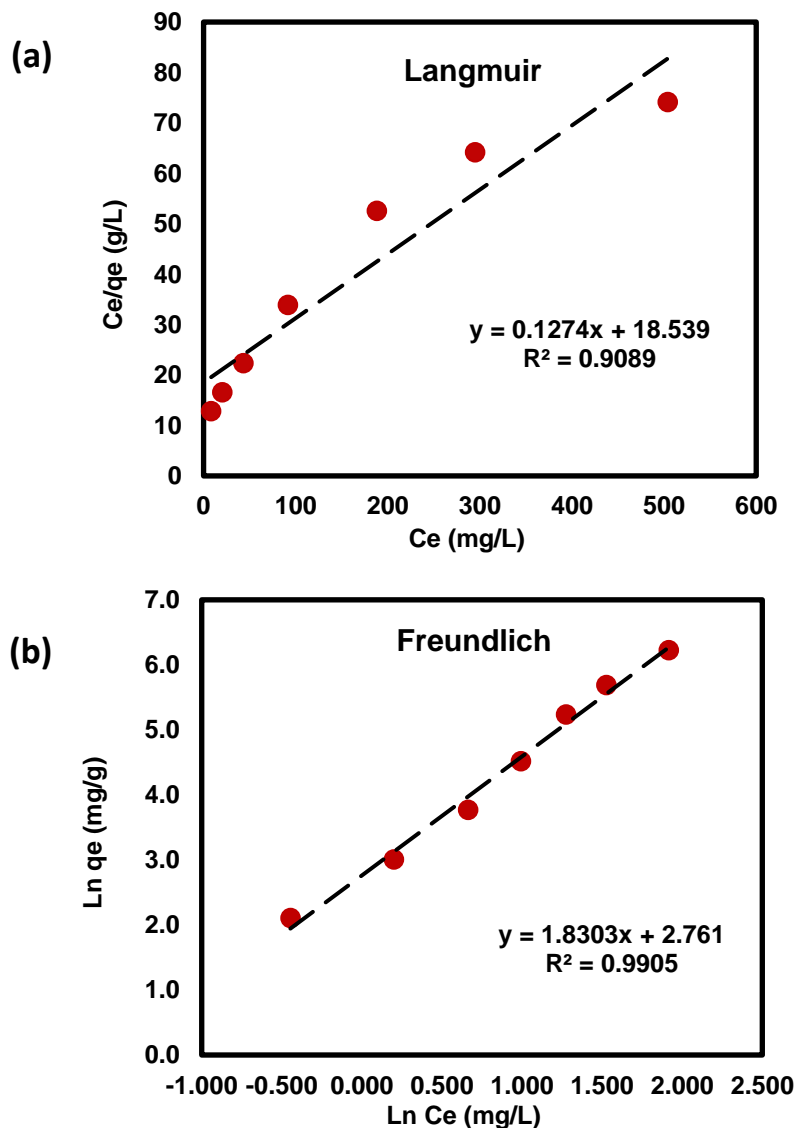
según el pH del sistema, mientras que CA-HP exhibió marcada basicidad (1 meq/g ácidos y 4 meq/g básicos) lo que explica su  $pH_{PZC}$  de 9.15, siendo ideal para la remoción de cationes como el  $NH_4^+$  en medios alcalinos.

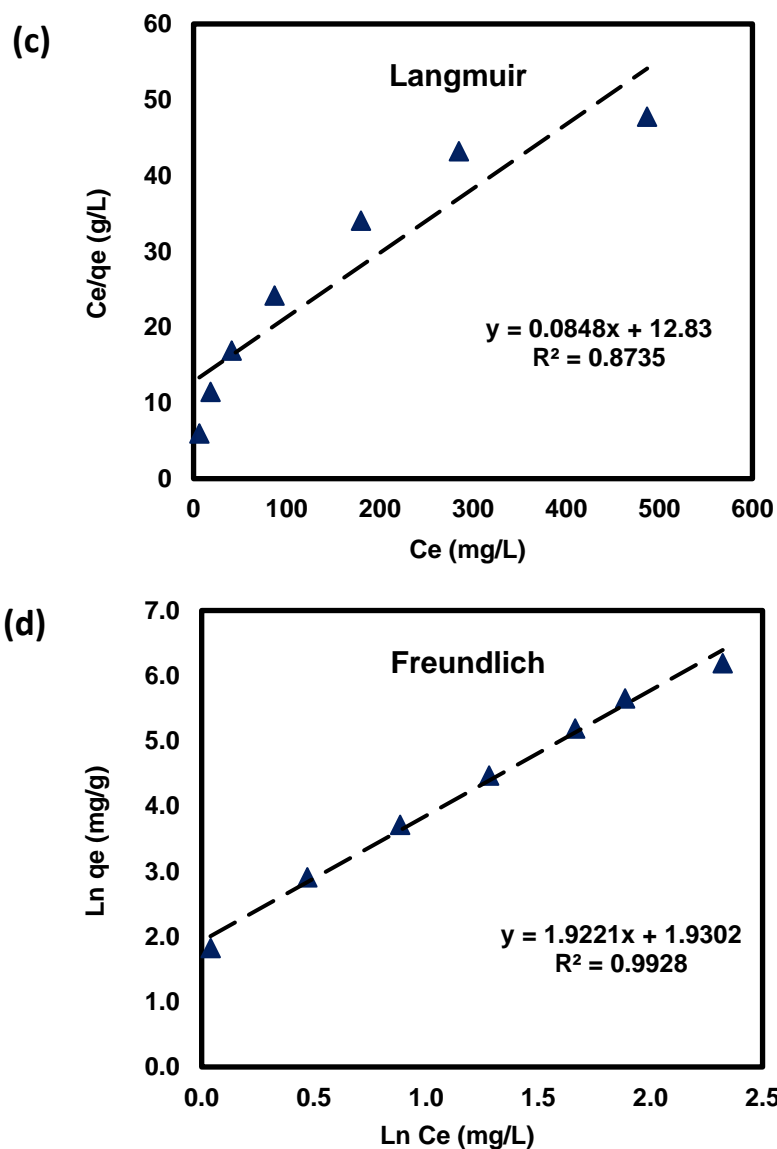


**Figura 22.** Obtención del volumen de equivalencia para los grupos (a) ácidos y (b) básicos.

### 7.3.3. Modelos isotérmicos de adsorción

Los comportamientos de adsorción de los materiales CA-HP y CA-RF fueron descritos por los modelos isotérmicos de Langmuir y Freundlich. Como se observa en la **Figura 23**, ambos materiales presentaron diferencias significativas en su comportamiento de adsorción. El modelo de Freundlich presentó el mejor ajuste a los datos experimentales, con coeficientes de determinación ( $R^2 > 0.99$ ) más altos que los obtenidos con el modelo de Langmuir ( $R^2 < 0.91$ ).





**Figura 23.** Isothermas de adsorción de Langmuir y Freundlich de los bioadsorbentes: (a) Langmuir CA-RF, (b) Freundlich CA-RF, (c) Langmuir CA-HP, (d) Freundlich CA-HP.

Los parámetros obtenidos de los modelos isotérmicos de Langmuir y Freundlich se muestran en el **Cuadro 9**. El modelo de Langmuir mostró que CA-HP posee una mayor capacidad máxima de adsorción ( $q_m = 11.7924$  mg/g) en comparación con CA-RF ( $q_m = 7.8493$  mg/g). Sin embargo, los coeficientes de determinación ( $R^2 < 0.91$ ) para ambos materiales, indican que este modelo

no describe completamente el proceso, sugiriendo que la adsorción podría no limitarse a una sola capa. Por otro lado, el modelo de Freundlich, que presentó el mejor ajuste, indica que la superficie del adsorbente no es uniforme y que el amonio se adsorbe en múltiples capas. Además, el factor de heterogeneidad ( $nf$ ) fue menor a 1 en ambos casos (0.5463 para CA-RF y 0.5203 para CA-HP), lo que confirma que el proceso de adsorción es favorable y de naturaleza química.

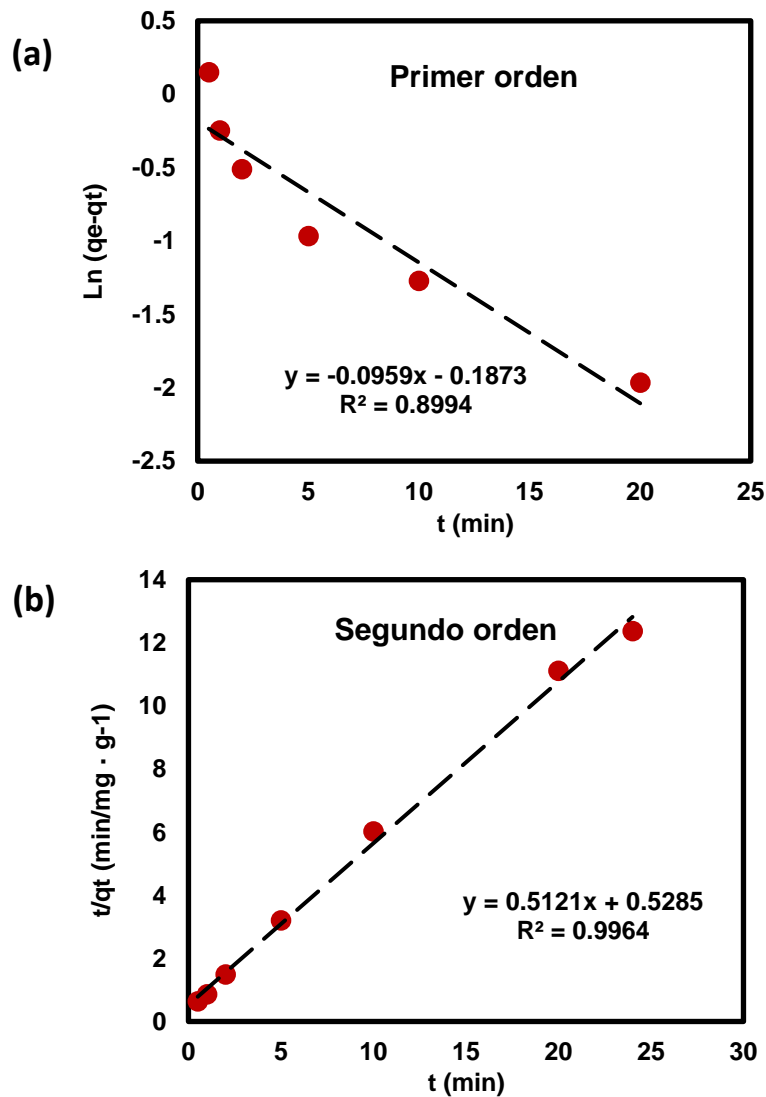
**Cuadro 9.** Parámetros de isotermas de Langmuir y Freundlich para los bioadsorbentes CA-HP y CA-RF.

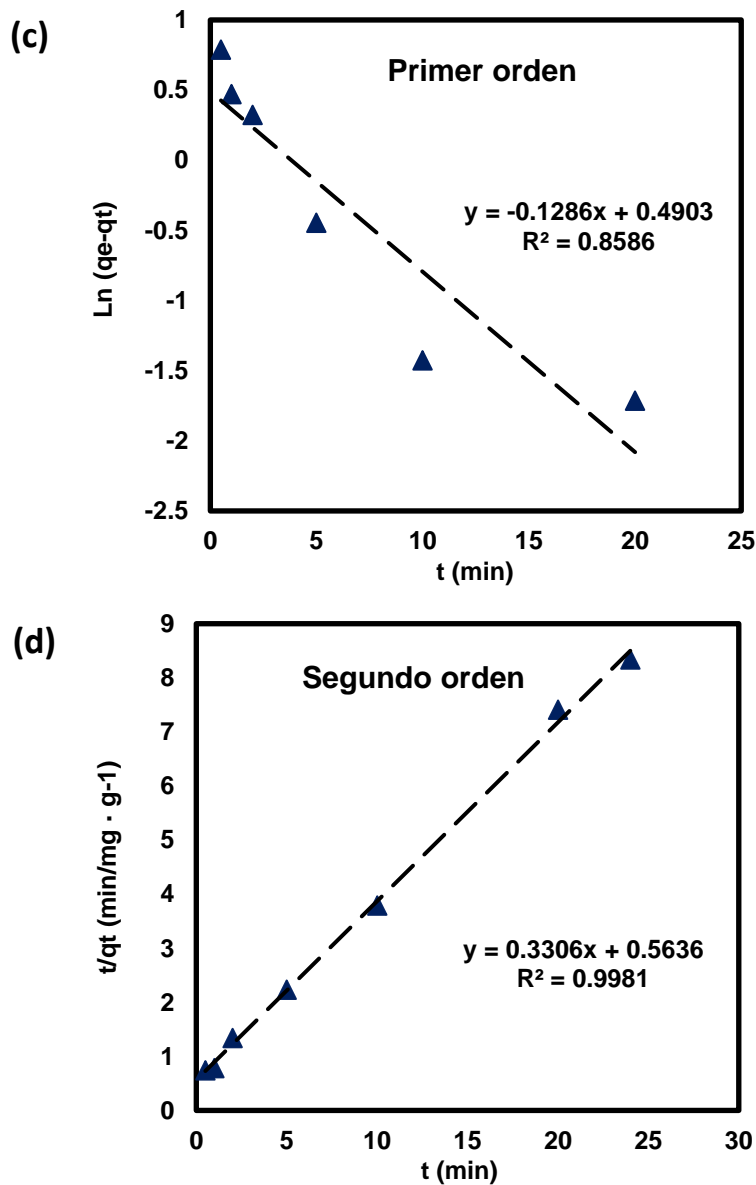
Material	Modelo	Parámetro 1	Parámetro 2	R <sup>2</sup>
CA-RF	Langmuir	$q_m = 7.8493$ mg/g	$K_L = 0.0069$ L/mg	0.9089
	Freundlich	$K_F = 15.8156$	$nf = 0.5463$	0.9905
CA-HP	Langmuir	$q_m = 11.7924$ mg/g	$K_L = 0.0066$ L/mg	0.8735
	Freundlich	$K_F = 6.8909$	$nf = 0.5203$	0.9928

Estos resultados indican que la remoción de amonio para ambos materiales sigue preferentemente el modelo isotérmico de Freundlich, lo que implica una adsorción heterogénea en múltiples capas. Las características fisicoquímicas favorables para los bioadsorbentes CA-RF y CA-HP los posiciona como una alternativa para su uso en sistemas de remediación de agua, particularmente en el tratamiento de efluentes con concentraciones bajas o moderadas de amonio.

### 7.3.4. Modelos cinéticos de adsorción

El estudio de la cinética de adsorción de amonio se realizó mediante la aplicación de los modelos de pseudo-primer orden y pseudo-segundo orden. Como se observa en la **Figura 24**, el análisis comparativo reveló diferencias en los mecanismos de adsorción de los materiales evaluados. Los resultados indicaron que el modelo de pseudo-segundo orden presentó el que mejor ajuste a los datos experimentales para ambos materiales, con coeficientes de determinación ( $R^2$ ) mayores a 0.99, lo que confirma un mecanismo controlado por quimisorción.





**Figura 24.** Modelos cinéticos para la adsorción de amonio: (a) pseudo-primer orden CA-RF, (b) pseudo-segundo orden CA-RF, (c) pseudo-primer orden CA-HP, (d) pseudo-segundo orden CA-HP.

En el **Cuadro 10** se muestran los parámetros obtenidos para los modelos cinéticos de pseudo-primer orden y pseudo-segundo orden. Los estudios cinéticos revelaron que el material CA-HP presenta propiedades adsorbentes particularmente destacables para la remoción de amonio,

mostrando una velocidad de adsorción inicial significativamente mayor ( $k_1 = 0.1286 \text{ min}^{-1}$ ) en comparación con CA-RF ( $k_1 = 0.0959 \text{ min}^{-1}$ ). Esta característica del material CA-HP, sugiere que posee una estructura superficial más accesible, con mayor disponibilidad de sitios activos que lo hacen adecuado para aplicaciones que requieran una rápida reducción de concentraciones de amonio en las primeras etapas del tratamiento. Si bien el CA-RF demostró mejor desempeño en procesos de adsorción prolongada ( $k_2 = 0.1286 \text{ min}^{-1}$ ), las propiedades del CA-HP lo convierten en la opción preferente para sistemas de tratamiento donde la velocidad de remoción inicial es un factor crítico.

**Cuadro 10.** Parámetros de cinéticos de los bioadsorbentes CA-HP y CA-RF en la adsorción de  $\text{NH}_4^+$ .

Material	Modelo	$K_1 \text{ (min}^{-1}\text{)}$	$K_2 \text{ (g/(mg-min))}$	$R^2$
CA-RP	Pseudo-primer orden	0.0959	-	0.8994
	Pseudo-segundo orden	-	0.4962	0.9964
CA-HP	Pseudo-primer orden	0.1286	-	0.8586
	Pseudo-segundo orden	-	0.1939	0.9981

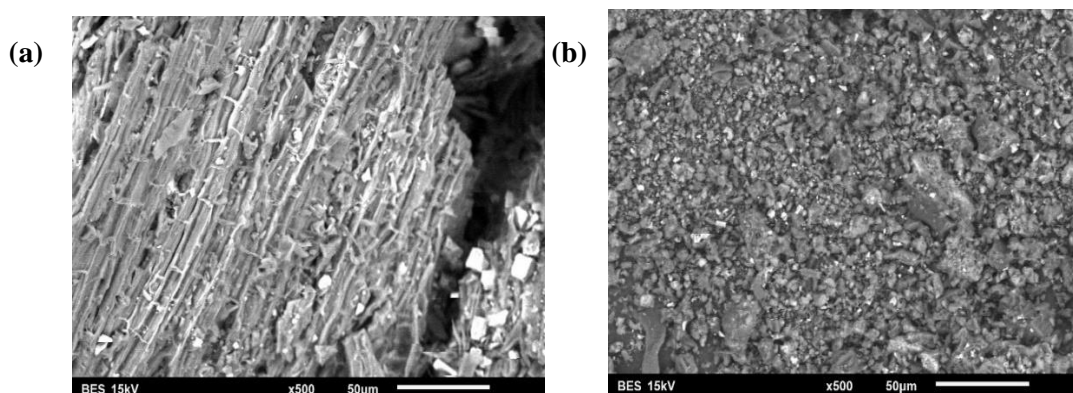
#### 7.4. Caracterización del bioadsorbente CA-HP

El bioadsorbente CA-HP fue seleccionado para su caracterización detallada por presentar un mejor desempeño en la adsorción comparado con el CA-RF, mostrando mayor capacidad de remoción y eficiencia en las pruebas preliminares. Para analizar las propiedades responsables de este comportamiento se caracterizó mediante microscopía electrónica de barrido

(SEM) para estudiar su morfología, fluorescencia de rayos X (XRF) para identificar su composición elemental, y análisis termogravimétrico para evaluar su estabilidad térmica.

#### **7.4.1. Análisis morfológico por microscopía electrónica de barrido (SEM)**

Las imágenes obtenidas por SEM a un aumento de 500x muestran diferencias morfológicas significativas entre la hoja de dátil sin tratamiento (**Figura 25a**) y posterior al proceso de pirolización y molienda (**Figura 25b**). En la hoja sin tratamiento se observa una estructura fibrosa compacta y con paredes celulares relativamente íntegras, lo que indica una baja porosidad superficial. Esta morfología sugiere una limitada área de superficie expuesta, lo cual podría restringir su capacidad de adsorción directa. En contraste, tras el proceso de pirolización, la muestra tratada térmicamente evidencia una estructura altamente fragmentada e irregular, con una superficie mucho más rugosa y porosa. Se observa la descomposición parcial de componentes orgánicos y la destrucción de la estructura celular, lo cual favorece la formación de sitios activos y microporos, características deseables en materiales adsorbentes. Esta transformación morfológica es fundamental para incrementar la eficiencia de adsorción de especies como el ion amonio ( $\text{NH}_4^+$ ) en medios acuosos, ya que mejora la accesibilidad a los sitios activos y el área superficial específica. En conjunto, estos resultados respaldan el uso potencial del biochar derivado de hoja de dátil como un material adsorbente sostenible y de bajo costo para el tratamiento de aguas residuales.



**Figura 25.** Morfología SEM: a) hoja de palma de dátíl, b) CA-HP, carbón activado de hoja de palma de dátíl pirolizada a 380 °C.

#### 7.4.2. Composición elemental mediante fluorescencia de rayos X (XRF)

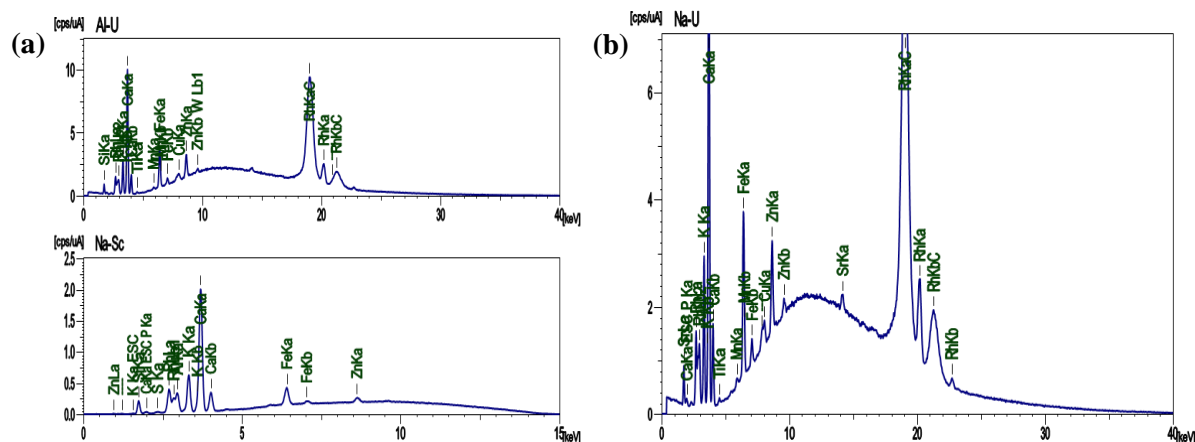
El análisis de composición por fluorescencia de rayos X del bioadsorbente presenta una composición química compleja y rica en elementos inorgánicos y óxidos metálicos. Como se observa en el **Cuadro 11**. Los elementos mayoritarios son silicio (40.59%), calcio (40.58%) y potasio (12.77%), los cuales corresponden a los óxidos CaO (47.90%) y K<sub>2</sub>O (43.42%). Esta composición confiere al bioadsorbente un carácter alcalino, lo cual favorece la retención de especies catiónicas como el amonio (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) a través de mecanismos de intercambio iónico y atracción electrostática (Gong *et al.*, 2019).

Como se muestra en las **Figuras 26** a y b, los picos de mayor intensidad corresponden a CaKa, KKa y SiKa, confirmando la abundancia de estos elementos. Asimismo, se detectan picos bien definidos de Fe, Zn, Mn, Cu, Ti y P, que también están reflejados en sus respectivas formas óxidas: Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub> (6.45%), ZnO (0.70%), MnO (0.37%), CuO (0.25%), TiO<sub>2</sub> (0.48%) y P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> (0.32%). Estos óxidos son importantes, ya que aportan sitios activos para la interacción con iones metálicos y el amonio, favoreciendo mecanismos como la complejación superficial y la adsorción química.

**Cuadro 11.** Composición elemental y de óxidos del bioadsorbente CA-HP por análisis XRF.

Elementos					Óxidos				
Analíto	Cont. %	Desv.Est.	Línea	Intensidad	Analíto	Cont. %	Desv.Est.	Línea	Intensidad
Si	40.59	0.87	SiKa	2.01	K <sub>2</sub> O	43.42	0.41	CaKa	61.35
Ca	40.58	0.25	CaKa	23.69	Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	6.45	0.69	KKa	16.51
K	12.77	0.14	KKa	6.62	ZnO	0.70	0.07	FeKa	23.67
Fe	2.87	0.04	FeKa	23.83	TiO <sub>2</sub>	0.48	0.02	ZnKa	15.47
S	1.03	0.13	SKa	0.21	MnO	0.37	0.08	TiKa	0.68
Zn	0.88	0.03	ZnKa	15.98	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	0.32	0.07	MnKa	1.19
P	0.37	0.34	PKa	0.02	CuO	0.25	2.32	PKa	0.01
Ti	0.36	0.08	TiKa	0.81	SrO	0.07	0.02	CuKa	4.74
Cu	0.30	0.03	CuKa	4.57	CaO	47.90	0.009	SrKa	3.77
Mn	0.21	0.05	MnKa	1.28	-	-	-	-	-

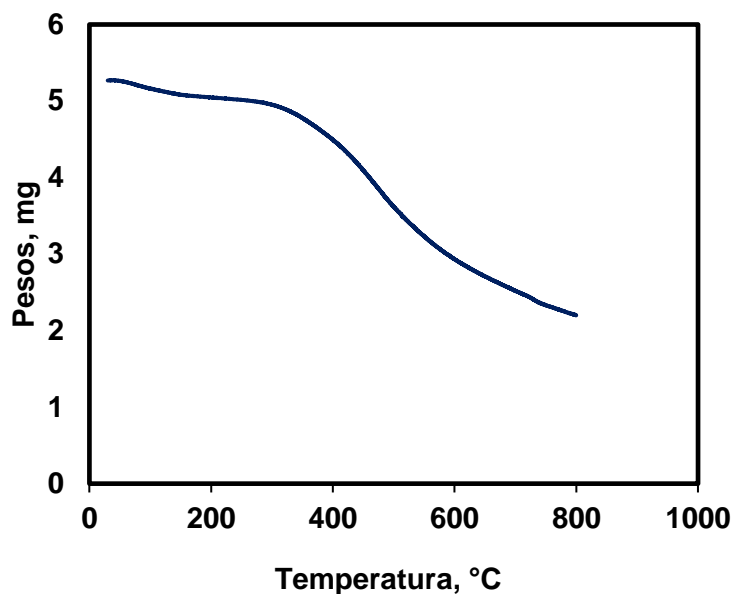
Por otro lado, el alto contenido de óxido de silicio (SiO<sub>2</sub> 40.59%) sugiere una estructura porosa que mejora la difusión del contaminante hacia el interior del material, además de aportar estabilidad térmica y mecánica al bioadsorbente. Esto podría suponer una ventaja para su reutilización en ciclos sucesivos de adsorción-desorción.



**Figura 26.** Espectro XRF del adsorbente CA-HP: (a) elementos y (b) óxidos.

### 7.4.3. Estabilidad térmica evaluada por termogravimetría (TGA)

El análisis termogravimétrico del adsorbente en la **Figura 27a**, muestra una clara pérdida de peso en distintas etapas conforme se incrementa la temperatura, un comportamiento típico de materiales lignocelulósicos. En la primera etapa (30 – 120 °C), se presenta una ligera pérdida de masa atribuida a la evaporación del agua físicamente adsorbida, un fenómeno común en biocarbones derivados de residuos agroindustriales. Esta pérdida inicial no afecta significativamente la estructura del material, pero proporciona una estimación de su contenido de humedad residual. La segunda etapa térmica (200 – 400 °C) corresponde al rango crítico de transformación, donde se registra la mayor pérdida de masa, asociada a la descomposición térmica de la hemicelulosa y celulosa. Durante esta fase, se desarrolla la estructura porosa del adsorbente, lo cual incrementa significativamente su área superficial y su capacidad de adsorción. Esta transformación ha sido ampliamente documentada como un indicador clave de la eficiencia del material como adsorbente (Beleño *et al.*, 2024). En la tercera etapa (400 – 600 °C), se observa una pérdida de masa más gradual, correspondiente a la degradación térmica de la lignina, el componente más termoestable. Su descomposición favorece la formación de estructuras aromáticas condensadas, que confieren estabilidad química y durabilidad al adsorbente.



**Figura 27.** Análisis TGA de CA-HP.

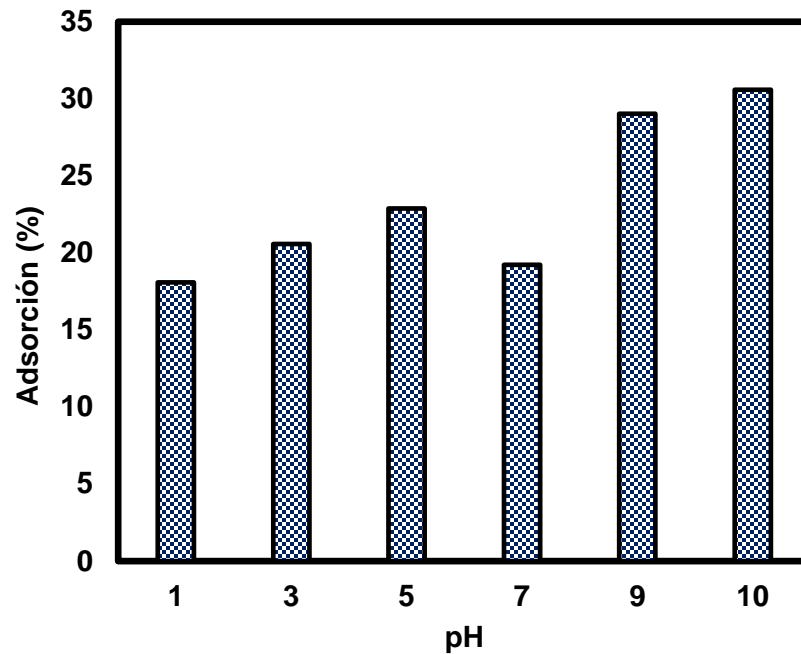
## 7.5. Optimización del proceso de adsorción del bioadsorbente CA-HP

El bioadsorbente CA-HP mostró un desempeño prometedor en la remoción de amonio, alcanzando un 26% de remoción. Si bien estos resultados evidencian la capacidad del material para adsorber el contaminante, se identificó la necesidad de optimizar los parámetros clave del proceso de adsorción (pH, dosis de bioadsorbente y temperatura del proceso) con el objetivo de maximizar su eficiencia. El tiempo de contacto utilizado en los ensayos fue de 5 horas, valor determinado anteriormente por los estudios cinéticos como el punto donde se alcanza el equilibrio de adsorción.

### 7.5.1. Efecto de la variación del pH en la solución

Los ensayos de adsorción realizados a diferentes intervalos de pH (1-11) demostraron que la eficiencia del bioadsorbente CA-HP en la remoción de amonio varió significativamente (**Figura 28**). A pH ácidos (1-5), la adsorción se mantuvo relativamente baja (18-22%), mientras que en condiciones

alcalinas (9-11) se observó un notable aumento, alcanzando valores máximos de 29.0% (pH 9) y 30.6% (pH 10). Estos resultados sugieren que el proceso de adsorción se ve favorecido en medios básicos, con un pH óptimo de 9-10.

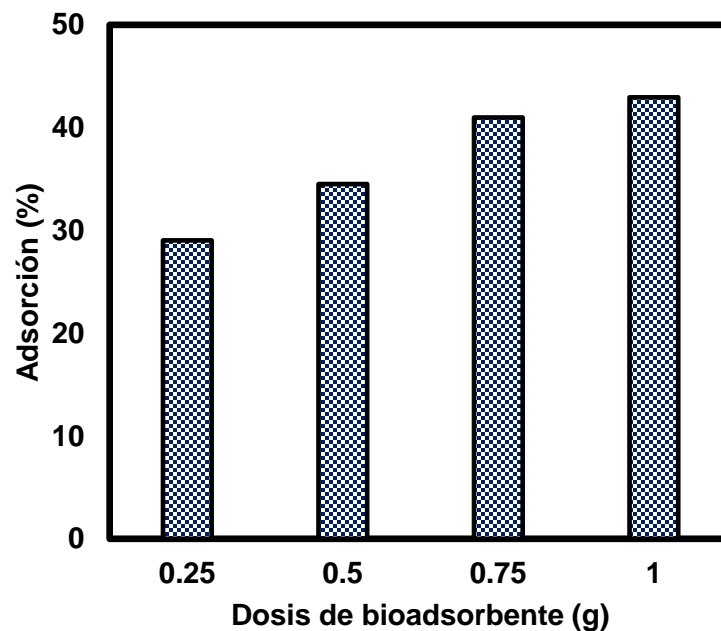


**Figura 28.** Efecto de la variación del pH en solución (1-10) en la adsorción de amonio utilizando el CA-HP.

La mayor eficiencia observada en condiciones alcalinas puede atribuirse a dos factores claves: (1) la mayor carga superficial negativa del bioadsorbente y (2) la especiación del amonio en solución. A pH elevados (>7), los grupos funcionales del CA-HP (como -OH y -COOH) se desprotonan, generando una superficie negativa que favorece la atracción electrostática del catión  $\text{NH}_4^+$  (Gong *et al.*, 2019). Este fenómeno coincide con lo reportado por Hu *et al.*, (2020) y Nguyen *et al.*, (2021), quienes observaron una mayor adsorción de amonio a pH de 9.

### 7.5.2. Efecto de la dosis de bioadsorbente

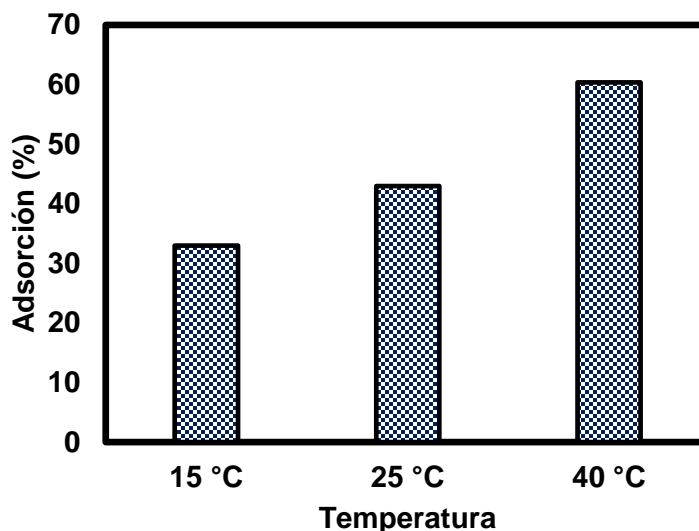
Los resultados obtenidos al evaluar diferentes dosis del bioadsorbente CA-HP (0.25 – 1 g) en la remoción de amonio a pH 9, condición óptima seleccionada por maximizar la forma iónica de  $\text{NH}_4^+$  y la carga superficial negativa del material, mostraron un comportamiento característico de los procesos de adsorción (**Figura 29**). A medida que la dosis del bioadsorbente se incrementó de 0.25 a 1 g, se observó un aumento progresivo en la eficiencia de remoción, pasando de 29.0% hasta 42.9%. La dosis de 1.0 g presentó el mejor desempeño, lo cual concuerda con lo reportado por Othmani *et al.*, (2021) quienes señalan que al aumentar la cantidad del material adsorbente se incrementa la disponibilidad de sitios activos para la captación del contaminante.



**Figura 29.** Efecto de la dosis de bioadsorbente CA-HP en la remoción  $\text{NH}_4^+$ .

### 7.5.3. Efecto de la temperatura del proceso de adsorción

Los ensayos realizados evaluando el efecto de la temperatura sobre la adsorción de amonio por el bioadsorbente CA-HP, utilizando las condiciones óptimas (pH 9 y 1 g de bioadsorbente), mostraron una marcada influencia de este parámetro en el proceso. Se observó un incremento notable en la capacidad de adsorción al aumentar la temperatura, pasando de 33.0% a 15 °C hasta 60.4% a 40 °C (**Figura 30**). Este comportamiento puede explicarse principalmente por el aumento de la energía cinética de las moléculas de amonio a mayores temperaturas. Como reportan Aksu *et al.*, (2008) al incrementar la temperatura, las moléculas del contaminante adquieren mayor movilidad, lo que favorece su difusión hacia los sitios activos del bioadsorbente y aumenta la probabilidad de interacción entre ambos. La eficiencia en la remoción de amonio a 40 °C, concuerdan con lo reportado por Hodur *et al.*, (2020), quienes observaron mejoras similares al aumentar la temperatura de 25 a 45 °C en la remoción de nitrógeno amoniacal.



**Figura 30.** Influencia de la temperatura en el proceso de adsorción de amonio usando el bioadsorbente CA-HP.

## 7.6. Eficiencia de CA-HP en sistema en lote con aguas residuales agropecuarias

El bioadsorbente CA-HP, obtenido a partir de residuos de hojas de palma datilera, fue evaluado para la remoción de  $\text{NH}_4^+$  en aguas residuales agropecuarias. Las muestras utilizadas presentaban un pH de 6.96 y una concentración inicial de amonio de 5.3 mg/L, valores que estacionalmente varían a lo largo del año. Para estandarizar las condiciones de estudio y evaluar el desempeño del bioadsorbente bajo parámetros controlados, las muestras fueron enriquecidas con amonio hasta alcanzar concentraciones de 25 mg/L y 50 mg/L. Adicionalmente, el pH se ajustó a 9, correspondiente a las condiciones óptimas previamente determinadas en estudios de optimización del proceso de adsorción.

La aplicación del bioadsorbente CA-HP en aguas residuales agropecuarias demostró una eficiencia considerable en la remoción de amonio, alcanzando un 86.38% a una concentración de 25 mg/L y un 64.34% a 50 mg/L (**Cuadro 12**). Estos resultados indican que el material presenta una mayor efectividad a menores concentraciones del contaminante, debido a la saturación de los sitios activos del material.

**Cuadro 12.** Parámetros y eficiencias en la remoción de amonio en aguas residuales de CA-HP.

Ensayos	Parámetro	Aguas residuales agropecuarias tratadas			
		No tratada	Tratada	% Adsorción	$q_e$ (mg/g)
25 mg/L	pH	9.07	9.31	-	-
	C.E. (dS/m)	1.88	1.70	-	-
	$\text{NH}_4^+$ (mg/L)	5.3	-	-	-
	$\text{NH}_4^+$ (mg/L)	25.7	3.5	86.38%	1.110

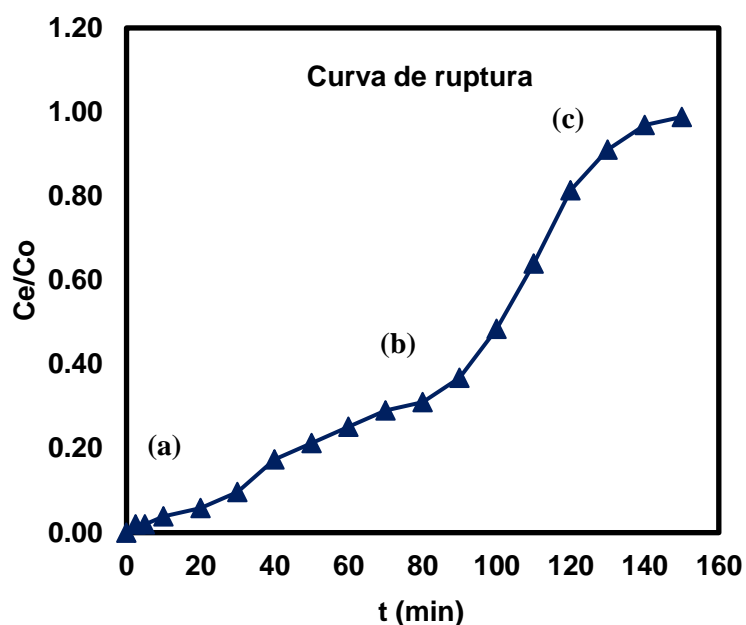
<b>50 mg/L</b>	pH	9.02	9.30	-	-
	C.E. (dS/m)	2.13	1.84	-	-
	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/L)	5.3	-	-	-
	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/L)	50.2	17.9	64.34%	1.615

\* NH<sub>4</sub><sup>+</sup> en muestras de agua; \*\* NH<sub>4</sub><sup>+</sup> añadido a las muestras.

A pesar de la complejidad de la matriz de las aguas residuales (que incluye materia orgánica e iones competidores) (Beleño *et al.*, 2024), el CA-HP demostró un desempeño superior al biochar reportado por Tang *et al.*, (2019) (1.2 mg NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N/g) y se acerca al adsorbente de bentonita estudiado por Fsecha *et al.*, (2021) (82.22% de remoción). Estos resultados resaltan el potencial del CA-HP como alternativa viable para el tratamiento terciario de efluentes agropecuarios, incluso en condiciones reales con interferencias.

### 7.7. Desempeño de adsorción de CA-HP en columna de lecho fijo utilizando aguas residuales agropecuarias

El estudio de adsorción en columna de lecho fijo se evaluó mediante la curva de ruptura, la cual representa la relación entre la concentración de amonio en el efluente ( $C_e$ ) y la concentración inicial ( $C_0$ ) en función del tiempo de operación. En la **Figura 31** se presenta la curva de ruptura obtenida para el bioadsorbente CA-HP en la remoción de amonio presente en aguas residuales agropecuarias. El perfil de la curva muestra una primera etapa de remoción casi completa del contaminante, seguida de una transición gradual hacia la saturación del material.



**Figura 31.** Curva de ruptura de remoción de amonio en sistema continuo de CA-HP: (a) zona inicial de adsorción eficiente, (b) zona de ruptura, y (c) zona de saturación.

Los parámetros de la columna se determinaron a través de ecuaciones matemáticas para conocer la influencia de las variables en el proceso (**Cuadro 13**). El bioadsorbente mostró un desempeño significativo en la remoción de amonio bajo condiciones de flujo continuo. Con una altura del lecho de 5 cm y un caudal de 5 mL/min el sistema logró adsorber 11.45 mg de  $\text{NH}_4^+$ , equivalente al 63.45% de remoción de la masa total ingresada (18.03 mg). La capacidad de equilibrio del material fue de 1.91 mg/g, valor que resulta prometedor considerando las ventajas económicas y ambientales del CA-HP. La concentración residual de 9.42 mg/L de  $\text{NH}_4^+$  en el efluente sugiere que el material podría ser efectivo en sistemas donde se requieran remociones parciales de amonio.

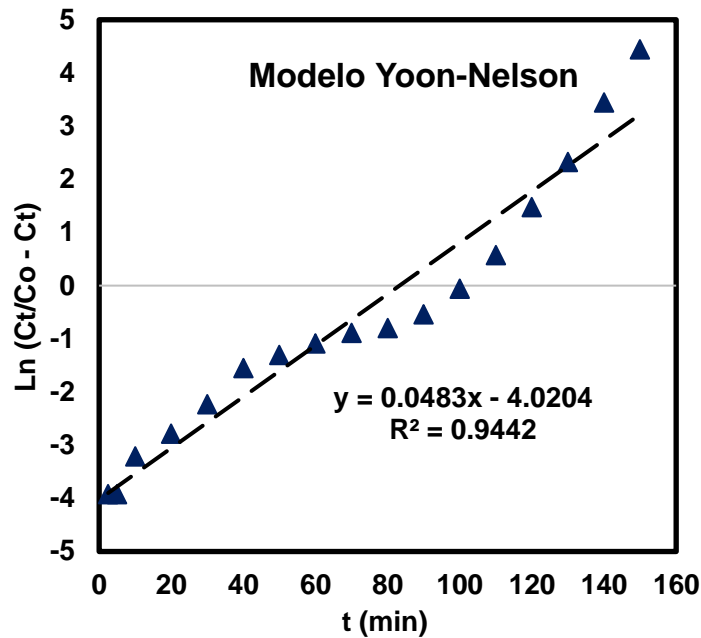
**Cuadro 13.** Descripción matemática de los parámetros de la columna.

Parámetro	Valor
Adsorbato	Amonio ( $\text{NH}_4^+$ )

Masa bioadsorbente (g)	6.0
Altura del lecho (cm)	5.0
$C_o$ (mg/L)	25.8
Q (mL/min)	5.0
$V_{eff}$ (mL)	700
$q_{total}$ (mg)	11.45
$m_{total}$ (mg)	18.06
Remoción (%)	63.45
$q_{ec}$ (mg/g)	1.91
$C_{ec}$ (mg/L)	9.42

### 7.7.1. Estudio dinámico del proceso de adsorción de CA-HP

Los datos experimentales del bioadsorbente CA-HP se ajustaron al modelo de Yoon-Nelson para describir la adsorción en la columna de lecho fijo. Como se muestra en la **Figura 32**, el CA-HP mostró un excelente ajuste al modelo con un alto coeficiente de determinación ( $R^2 = 0.9442$ ), confirmando que los mecanismos de retención de amonio siguen una cinética predecible.



**Figura 32.** Estudio de dinámico de CA-HP con el modelo de Yoon-Nelson.

En el **Cuadro 14** se muestran las variables de estudio del modelo de Yoon-Nelson, el modelo predijo que la concentración de amonio alcanzaría el 50% del valor inicial (12.9 mg/L) a los 83.27 min de operación. Este tiempo de ruptura ( $\tau$ ), combinado con la constante cinética  $k_{YN}$  de  $0.0483 \text{ min}^{-1}$ , demuestra que el CA-HP presenta una eficiente capacidad de remoción incluso con una pequeña cantidad de adsorbente (6 g), destacando su potencial para aplicaciones prácticas en el tratamiento de aguas residuales.

**Cuadro 14.** Parámetros predichos por el modelo de Yoon-Nelson.

Material	Modelo de Yoon-Nelson		
	$k_{YN} \text{ (min}^{-1}\text{)}$	$\tau \text{ (min)}$	$R^2$
CA-HP	0.0483	83.2721	0.9442

## 8. CONCLUSIONES

Este estudio demostró el potencial de los residuos de palma datilera (hojas y racimo fructífero) como materia prima sostenible para la producción de bioadsorbentes eficaces en la remoción de amonio de aguas residuales agropecuarias.

Los resultados obtenidos revelaron que el bioadsorbente CA-HP posee características fisicoquímicas mejoradas, que lo hacen adecuado para su aplicación en el tratamiento terciario de efluentes con moderadas concentraciones de amonio. El proceso de activación química aplicado al material demostró ser fundamental para potenciar las propiedades adsorbentes del material, generando una estructura porosa mejorada y aumentando significativamente la densidad de grupos funcionales activos en su superficie. Esta modificación permitió alcanzar capacidades de adsorción superiores a las obtenidas con los otros materiales evaluados en condiciones similares.

Los análisis morfológicos mediante microscopía electrónica de barrido mostraron una estructura altamente porosa del CA-HP que favorecen la difusión y captación de iones de amonio. Esta porosidad, combinada con la presencia de numerosos sitios activos accesibles, explica el excelente desempeño mostrado por este material en las pruebas de adsorción.

El estudio de optimización reveló que el proceso de adsorción de amonio por el CA-HP está influenciado significativamente por diversas variables. Se determinó que las condiciones óptimas para maximizar la eficiencia de remoción incluyen: un pH alcalino de 9 (que favorece la adsorción de cationes), un tiempo de contacto de 5 horas (necesario para alcanzar el equilibrio), una dosis moderada de 1 g de bioadsorbente, y una temperatura elevada de 40 °C (que promueve la cinética del proceso). Estos parámetros

permitieron alcanzar capacidades de adsorción comparables e incluso superiores a los reportados en literatura.

El análisis cinético mostró que el proceso de adsorción sigue el modelo de pseudo-segundo orden ( $R^2$  0.9981), lo que indica que la etapa limitante del proceso está gobernada por mecanismos de quimisorción. Por otro lado, los estudios isotérmicos revelaron un mejor ajuste a la isoterma de Freundlich ( $R^2$  0.9928), indicando que la adsorción ocurre en una superficie heterogénea con formación de múltiples capas.

En la prueba de validación con aguas residuales reales provenientes de actividades agropecuarias, el bioadsorbente CA-HP demostró un gran desempeño, manteniendo eficiencias de remoción de 86% a pesar la complejidad de la matriz del agua (iones, materia orgánica, etc.). Este resultado es particularmente relevante, ya que confirma la viabilidad del material para aplicaciones prácticas en el tratamiento de efluentes.

El CA-HP mostró alta eficiencia en la remoción de amonio (25.8 mg/L) en ensayos de columna de lecho fijo utilizando aguas residuales agropecuarias. Los datos experimentales se ajustaron bien al modelo de Yoon-Nelson con coeficiente de determinación de  $R^2 = 0.9442$ . El material alcanzó 63% de remoción de amonio y presentó un tiempo de ruptura ( $\tau$ ) al 50% de 83 min.

El uso de residuos de palma datilera como materia prima para la producción bioadsorbentes destinados a la remediación de aguas contaminadas representa una alternativa sostenible que transforma un subproducto agrícola abundante y de bajo costo en un material de valor agregado, fomentando la economía local mediante el aprovechamiento de recursos renovables.

## 9. PERSPECTIVAS FUTURAS

Los resultados de esta investigación abren varias líneas de trabajo futuro:

### *Escalamiento del proceso:*

- Evaluar la influencia del caudal, altura del lecho y masa del adsorbente del CA-HP en sistema de flujo continuo (columna de lecho fijo) para optimizar su desempeño en la remoción de amonio.
- Evaluar la regeneración del material bioadsorbente CA-HP a través de tratamientos físicos (calor) y químicos (agentes diluyentes) para mejorar su reutilización en procesos de remoción de contaminantes.

### *Otros estudios:*

- Evaluar la presencia de otros iones o contaminantes en el proceso de adsorción del ion amonio.
- Estudiar la capacidad de CA-HP para remover otro tipo de contaminantes en aguas residuales agropecuarias.

### *Mejoras del material:*

- Evaluar la influencia de la temperatura de carbonización y el tamaño de partícula del material en el proceso de adsorción de amonio.
- Evaluar otro tipo de agentes ácidos o alcalinos para activar químicamente el bioadsorbente CA-HP en mejora de sus características de adsorción.

## 10. BIBLIOGRAFÍAS

Acevedo, Y. S. M., Mancera, L. T. M., Moreno-Piraján, J. C., & Flórez, M. V. (2020). Regeneration of activated carbon by applying the phenolic degrading fungus *Scedosporium apiospermum*. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 8(2), 103691.

Adam, M. R., Othman, M. H. D., Samah, R. A., Puteh, M. H., Ismail, A. F., Mustafa, A., & Jaafar, J. (2019). Current trends and future prospects of ammonia removal in wastewater: A comprehensive review on adsorptive membrane development. *Separation and Purification Technology*, 213, 114-132.

Agboola, O. D., & Benson, N. U. (2021). Physisorption and chemisorption mechanisms influencing micro (nano) plastics-organic chemical contaminants interactions: a review. *Frontiers in Environmental Science*, 9, 678574.

Aguilar Pichardo, Monserrat. (2018). "Implementación del método analítico por espectrofotometría UV-visible para la determinación de amoníaco en aire en el equipo de protección ambiental de la Facultad de Química". (Tesis de Licenciatura). Universidad Nacional Autónoma de México, México. Recuperado de <https://repositorio.unam.mx/contenidos/200292>

Aksu, Z., Tatli, A. İ., & Tunç, Ö. (2008). A comparative adsorption/biosorption study of Acid Blue 161: Effect of temperature on equilibrium and kinetic parameters. *Chemical Engineering Journal*, 142(1), 23-39.

Aldawsari, A., Khan, M. A., Hameed, B. H., Alqadami, A. A., Siddiqui, M. R., Allothman, Z. A., & Ahmed, A. Y. B. H. (2017). Mercerized mesoporous

date pit activated carbon—A novel adsorbent to sequester potentially toxic divalent heavy metals from water. *PLoS One*, 12(9), e0184493.

Amaringo V. F. A.; Hormaza A. A., (2013). Determinación del punto de carga cero y punto isoeléctrico de dos residuos agrícolas y su aplicación en la remoción de colorantes. *Revista de Investigación Agraria y Ambiental*, 4(2), 27-36.

Amin, M. T., Alazba, A. A., & Shafiq, M. (2019). Application of biochar derived from date palm biomass for removal of lead and copper ions in a batch reactor: Kinetics and isotherm scrutiny. *Chemical Physics Letters*, 722, 64-73.

Anas, M., Liao, F., Verma, K. K., Sarwar, M. A., Mahmood, A., Chen, Z. L., ... & Li, Y. R. (2020). Fate of nitrogen in agriculture and environment: agronomic, eco-physiological and molecular approaches to improve nitrogen use efficiency. *Biological research*, 53, 1-20.

Aniagor, C. O., & Menkiti, M. C. (2025). Application of modified Yoon-Nelson nonlinear equation for modeling antibiotics adsorption onto a composite adsorbent. *Results in Surfaces and Interfaces*, 18, 100370.

Ashrafizadeh, S. N., & Khorasani, Z. (2010). Ammonia removal from aqueous solutions using hollow-fiber membrane contactors. *Chemical Engineering Journal*, 162(1), 242-249.

Attia, A. I., Reda, F. M., Patra, A. K., Elnesr, S. S., Attia, Y. A., & Alagawany, M. (2021). Date (*Phoenix dactylifera* L.) by-products: Chemical composition, nutritive value and applications in poultry nutrition, an updating review. *Animals*, 11(4), 1133.

Barahona, A., Rubio, J., Gómez, R., Huiliñir, C., Borja, R., & Guerrero, L. (2022). Sequential Nitrification—Autotrophic Denitrification Using Sulfur as an Electron Donor and Chilean Zeolite as Microbial Support. *Water*, 15(1), 95.

Basheer, A. O., Hanafiah, M. M., Alsaadi, M. A., Al-Douri, Y., & Al-Raad, A. A. (2021). Synthesis and optimization of high surface area mesoporous date palm fiber-based nanostructured powder activated carbon for aluminum removal. *Chinese Journal of Chemical Engineering*, 32, 472-484.

Beleño Cabarcas, M. T., Torres Ramos, R., Valdez Salas, B., González Mendoza, D., Mendoza Gómez, A., Curiel Álvarez, M. A., & Castillo Sáenz, J. R. (2024). Application of Cotton Stalk as an Adsorbent for Copper (II) Ions in Sustainable Wastewater Treatment. *Sustainability*, 16(10), 4291.

Belgacem, C., Serra-Parareda, F., Tarrés, Q., Mutjé, P., Delgado-Aguilar, M., & Boufi, S. (2021). The integral utilization of date palm waste to produce plastic composites. *Polymers*, 13(14), 2335.

Bellahsen, N., Varga, G., Halyag, N., Kertész, S., Tombácz, E. y Hodúr, C. (2021). Cáscara de granada como nuevo adsorbente de bajo costo para la eliminación de amonio. *Revista internacional de ciencia y tecnología ambiental*, 18, 711-722.

Ben-Ali, S., Jaouali, I., Souissi-Najar, S., & Ouederni, A. (2017). Characterization and adsorption capacity of raw pomegranate peel biosorbent for copper removal. *Journal of cleaner production*, 142, 3809-3821.

Bernard, E., Jimoh, A., & Odigure, J. (2013). Heavy metals removal from industrial wastewater by activated carbon prepared from coconut shell. *Res J Chem Sci*, 2231, 606X.

Bhagowati, B., & Ahamad, K. U. (2019). A review on lake eutrophication dynamics and recent developments in lake modeling. *Ecohydrol. Hydrobiol.* 19, 155–166.

Boehm, H. P. (2002). Surface oxides on carbon and their analysis: a critical assessment. *Carbon*, 40(2), 145-149.

Burezq, H. A., & Davidson, M. K. (2023). Biochar from date palm (*Phoenix dactylifera* L.) residues—a critical review. *Arabian Journal of Geosciences*, 16(2), 101.

Cárdenas Calvachi, G. L., & Sánchez Ortiz, I. A. (2013). Nitrógeno en aguas residuales: orígenes, efectos y mecanismos de remoción para preservar el ambiente y la salud pública. *Universidad y Salud*, 15(1), 72-88.

Chandrasekaran, M., & Bahkali, A. H. (2013). Valorization of date palm (*Phoenix dactylifera*) fruit processing by-products and wastes using bioprocess technology—Review. *Saudi journal of biological sciences*, 20(2), 105-120.

Chao, C. T., & Krueger, R. R. (2007). The date palm (*Phoenix dactylifera* L.): overview of biology, uses, and cultivation. *HortScience*, 42(5), 1077-1082.

Charazińska, S., Burszta-Adamiak, E., & Lochyński, P. (2021). Recent trends in Ni (II) sorption from aqueous solutions using natural materials. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 1-34.

Cheng, H., Zhu, Q., & Xing, Z. (2019). Adsorption of ammonia nitrogen in low temperature domestic wastewater by modification bentonite. *Journal of Cleaner Production*, 233, 720-730.

CONAGUA (2018). Estadísticas del agua en México 2018. Comisión Nacional del Agua.

Daoud, M., Benturki, O., Kecira, Z., Girods, P., & Donnot, A. (2017). Removal of reactive dye (BEZAKTIV Red S-MAX) from aqueous solution by adsorption onto activated carbons prepared from date palm rachis and jujube stones. *Journal of Molecular Liquids*, 243, 799-809.

Eke, C. R., Akomeah, P., & Asemota, O. (2005). Somatic embryogenesis in date palm (*Phoenix dactylifera* L.) from apical meristem tissues from 'zebia' and 'loko' landraces. *African Journal of Biotechnology*, 4(3), 244.

El Hadrami, A., & Al-Khayri, J. M. (2012). Socioeconomic and traditional importance of date palm. *Emirates Journal of food and Agriculture*, 24(5), 371.

El Janati, M., Robin, P., Akkal-Corfini, N., Bouaziz, A., Sabri, A., Chikhaoui, M., ... & Oukarroum, A. (2023). Composting date palm residues promotes circular agriculture in oases. *Biomass Conversion and Biorefinery*, 13(16), 14859-14872.

El Nemr, A., Khaled, A., Abdelwahab, O., & El-Sikaily, A. (2008). Treatment of wastewater containing toxic chromium using new activated carbon developed from date palm seed. *Journal of hazardous materials*, 152(1), 263-275.

El-Naas, M. H., Al-Zuhair, S., & Alhaija, M. A. (2010). Removal of phenol from petroleum refinery wastewater through adsorption on date-pit activated carbon. *Chemical engineering journal*, 162(3), 997-1005.

Evans, A. E., Mateo-Sagasta, J., Qadir, M., Boelee, E., & Ippolito, A. (2019). Agricultural water pollution: key knowledge gaps and research needs. *Current opinion in environmental sustainability*, 36, 20-27.

Feng, C., Zhang, S., Wang, Y., Wang, G., Pan, X., Zhong, Q., ... & Yao, P. (2020). Synchronous removal of ammonium and phosphate from swine wastewater by two agricultural waste based adsorbents: Performance and mechanisms. *Bioresource technology*, 307, 123231.

Fernández-López, J., Viuda-Martos, M., Sayas-Barberá, E., Navarro-Rodríguez de Vera, C., & Pérez-Álvarez, J. Á. (2022). Biological, nutritive, functional and healthy potential of date palm fruit (*Phoenix dactylifera* L.): Current research and future prospects. *Agronomy*, 12(4), 876.

Freundlich, H. Ueber Tixotropía. *Coloide. Polimero. Ciencia.* 1928 , 46 , 289–299.

Fseha, Y. H., Sizirici, B., & Yildiz, I. (2021). The potential of date palm waste biochar for single and simultaneous removal of ammonium and phosphate from aqueous solutions. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 9(6), 106598.

Gao, F., Xue, Y., Deng, P., Cheng, X., & Yang, K. (2015). Removal of aqueous ammonium by biochars derived from agricultural residuals at different pyrolysis temperatures. *Chemical Speciation & Bioavailability*, 27(2), 92-97.

Gao, X., Hassan, I., Peng, Y., Huo, S., & Ling, L. (2021). Behaviors and influencing factors of the heavy metals adsorption onto microplastics: A review. *Journal of Cleaner Production*, 319, 128777.

Gavrilescu, M. (2021). Water, soil, and plants interactions in a threatened environment. *Water*, 13(19), 2746.

Gęca, M., Wiśniewska, M., & Nowicki, P. (2022). Biochars and activated carbons as adsorbents of inorganic and organic compounds from multicomponent systems—A review. *Advances in Colloid and Interface Science*, 305, 102687.

Ghaedi, M. (Ed.). (2021). *Adsorption: fundamental processes and applications.* Academic press.

Giordano, M., Petropoulos, S. A., & Roupael, Y. (2021). The fate of nitrogen from soil to plants: Influence of agricultural practices in modern agriculture. *Agriculture*, 11(10), 944.

Gong, H., Tan, Z., Zhang, L., & Huang, Q. (2019). Preparation of biochar with high absorbability and its nutrient adsorption–desorption behaviour. *Science of The Total Environment*, 694, 133728.

González, P. (2019). Consecuencias ambientales de la aplicación de fertilizantes. *Asesoría Técnica Parlamentaria*, 1(1), 1-5.

Gourbesville, P. (2008). Challenges for integrated water resources management. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts a/b/c*, 33(5), 284-289.

Gros-Balthazard, M., Hazzouri, K. M., & Flowers, J. M. (2018). Genomic insights into date palm origins. *Genes*, 9(10), 502.

Guida, S., Potter, C., Jefferson, B., y Soares, A. (2020). Preparación y evaluación de zeolitas para la eliminación de amonio de aguas residuales municipales mediante un proceso de intercambio iónico. *Scientific Reports*, 10(1), 12426.

Guleria, A., Kumari, G., Lima, E. C., Ashish, D. K., Thakur, V., & Singh, K. (2022). Removal of inorganic toxic contaminants from wastewater using sustainable biomass: A review. *Science of The Total Environment*, 823, 153689.

Gümüş, D. (2019). Biosorptive application of defatted *Laurus nobilis* leaves as a waste material for treatment of water contaminated with heavy metal. *International journal of phytoremediation*, 21(6), 556-563.

Han, B., Butterly, C., Zhang, W., He, J. Z., & Chen, D. (2021). Adsorbent materials for ammonium and ammonia removal: A review. *Journal of Cleaner Production*, 283, 124611.

Hanna Instruments (s.f.). Ficha Técnica del Producto Reactivo líquido amonio rango medio (0,00 a 9,99 mg/L NH<sub>3</sub>-N). Recuperado de <https://www.hannacolombia.com/products/product/961/pdf>

Ho, Y. S., & McKay, G. (1999). Pseudo-second order model for sorption processes. *Process biochemistry*, 34(5), 451-465.

Ho, Y. S., & McKay, G. (2000). The kinetics of sorption of divalent metal ions onto sphagnum moss peat. *Water research*, 34(3), 735-742.

Hodúr, C., Bellahsen, N., Mikó, E., Nagypál, V., Šereš, Z., & Kertész, S. (2020). The adsorption of ammonium nitrogen from milking parlor wastewater using pomegranate peel powder for sustainable water, resources, and waste management. *Sustainability*, 12(12), 4880.

Hu, Q., Xie, Y., & Zhang, Z. (2020). Modification of breakthrough models in a continuous-flow fixed-bed column: Mathematical characteristics of breakthrough curves and rate profiles. *Separation and Purification Technology*, 238, 116399.

Hu, X., You, S., Li, F., & Liu, Y. (2022). Recent advances in antimony removal using carbon-based nanomaterials: A review. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, 16(4), 48.

Hu, X., Zhang, X., Ngo, H. H., Guo, W., Wen, H., Li, C., ... & Ma, C. (2020). Comparison study on the ammonium adsorption of the biochars derived from different kinds of fruit peel. *Science of the total environment*, 707, 135544.

Huggins, T. M., Haeger, A., Biffinger, J. C., & Ren, Z. J. (2016). Granular biochar compared with activated carbon for wastewater treatment and resource recovery. *Water research*, 94, 225-232.

Hussain, M. I., Farooq, M., & Syed, Q. A. (2020). Nutritional and biological characteristics of the date palm fruit (*Phoenix dactylifera* L.)—A review. *Food Bioscience*, 34, 100509.

Jain, S. M., Al-Khayri, J. M., & Johnson, D. V. (Eds.). (2011). *Date palm biotechnology*.

Kaur, J., Sengupta, P., & Mukhopadhyay, S. (2022). Critical review of bioadsorption on modified cellulose and removal of divalent heavy metals (Cd, Pb, and Cu). *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 61(5), 1921-1954.

Kavvadias, V., Le Guyader, E., El Mazlouzi, M., Gommeaux, M., Boumaraf, B., Moussa, M., ... & Morvan, X. (2024). Using date palm residues to improve soil properties: the case of compost and biochar. *Soil Systems*, 8(3), 69.

Kennedy, K. K., Maseka, K. J., & Mbulo, M. (2018). Selected adsorbents for removal of contaminants from wastewater: towards engineering clay minerals. *Open Journal of Applied Sciences*, 8(8), 355-369.

Kesari, K. K., Soni, R., Jamal, Q. M. S., Tripathi, P., Lal, J. A., Jha, N. K., ... & Ruokolainen, J. (2021). Wastewater treatment and reuse: a review of its applications and health implications. *Water, Air, & Soil Pollution*, 232, 1-28.

Khan, S. A., Sharma, G. K., Malla, F. A., Kumar, A., & Gupta, N. (2019). Microalgae based biofertilizers: A biorefinery approach to phycoremediate wastewater and harvest biodiesel and manure. *Journal of Cleaner production*, 211, 1412-1419.

Kizito S, Wu S, Kipkemoi Kirui W, et al. Evaluation of slow pyrolyzed wood and rice husks biochar for adsorption of ammonium nitrogen from piggy manure anaerobic digestate slurry. *Sci. Total Environ.* 2015;505:102–112.

Kong, L., Tian, Y., Pang, Z., Huang, X., Li, M., Yang, R., ... y Zuo, W. (2019). Eliminación sincrónica de fosfato y fluoruro del agua mediante nanocompuestos de La @ MgAl dopados con lantano similares al arroz en 3D. *Revista de Ingeniería Química* , 371 , 893-902.

Krueger, R. R. (2021). Date palm (*Phoenix dactylifera* L.) biology and utilization. In *The Date Palm Genome, Vol. 1: Phylogeny, Biodiversity and Mapping* (pp. 3-28). Cham: Springer International Publishing.

Lagergren, S. (1898). Zur theorie der sogenannten adsorption geloster stoffe. Pag: 1-39.

Langmuir, I. La adsorción de gases en superficies planas de vidrio, mica y platino. *J. Am. Chem. Soc.* 1918 , 40 , 1361–1403.

Lim, A. P., & Aris, A. Z. (2014). Continuous fixed-bed column study and adsorption modeling: Removal of cadmium (II) and lead (II) ions in aqueous solution by dead calcareous skeletons. *Biochemical Engineering Journal*, 87, 50-61.

Limousin, G., Gaudet, J. P., Charlet, L., Szenknect, S., Barthes, V., & Krimissa, M. (2007). Sorption isotherms: A review on physical bases, modeling and measurement. *Applied geochemistry*, 22(2), 249-275.

Liu, Z., Xue, Y., Gao, F., Cheng, X., & Yang, K. (2016). Removal of ammonium from aqueous solutions using alkali-modified biochars. *Chemical Speciation & Bioavailability*, 28(1-4), 26-32.

Mazloomi, F., & Jalali, M. (2016). Ammonium removal from aqueous solutions by natural Iranian zeolite in the presence of organic acids, cations and anions. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 4(1), 240-249.

Melliti, A., Yilmaz, M., Sillanpää, M., Hamrouni, B., & Vurm, R. (2023). Low-cost date palm fiber activated carbon for effective and fast heavy metal adsorption from water: Characterization, equilibrium, and kinetics studies. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 672, 131775.

Mo, J., Yang, Q., Zhang, N., Zhang, W., Zheng, Y., & Zhang, Z. (2018). A review on agro-industrial waste (AIW) derived adsorbents for water and wastewater treatment. *Journal of environmental management*, 227, 395-405.

Mora-Barrantes, J. C., Sibaja-Brenes, J. P., & Borbón-Alpizar, H. (2021). Fuentes antropogénicas y naturales de contaminación atmosférica: estado del arte de su impacto en la calidad fisicoquímica del agua de lluvia y de niebla. *Revista Tecnología En Marcha*, 34(1), 92-103.

Moreno Marengo, A. R. (2013). Estudio de diferentes bioadsorbentes como posibles retenedores de fosfatos en aguas (Doctoral dissertation).

Morillas-España, A., Lafarga, T., Sánchez-Zurano, A., Ación-Fernández, F. G., & González-López, C. (2022). Microalgae based wastewater treatment coupled to the production of high value agricultural products: Current needs and challenges. *Chemosphere*, 291, 132968.

Musa, M. A., & Idrus, S. (2021). Physical and biological treatment technologies of slaughterhouse wastewater: a review. *Sustainability*, 13(9), 4656.

Nath, K., & Bhakhar, M. S. (2011). Microbial regeneration of spent activated carbon dispersed with organic contaminants: mechanism, efficiency,

and kinetic models. *Environmental Science and Pollution Research*, 18, 534-546.

Nguyen, L. H., Van, H. T., Chu, T. H. H., Nguyen, T. H. V., Nguyen, T. D., Hoang, L. P., & Hoang, V. H. (2021). Paper waste sludge-derived hydrochar modified by iron (III) chloride for enhancement of ammonium adsorption: An adsorption mechanism study. *Environmental Technology & Innovation*, 21, 101223.

Nixon, RW y Carpenter, JB (1978). Cultivo de dátiles en los Estados Unidos . Departamento de Agricultura, Ciencia y Administración Educativa.

Othmani, A., John, J., Rajendran, H., Mansouri, A., Sillanpää, M., & Chellam, P. V. (2021). Biochar and activated carbon derivatives of lignocellulosic fibers towards adsorptive removal of pollutants from aqueous systems: Critical study and future insight. *Separation and Purification Technology*, 274, 119062.

Pantoja, L. E. F. (2024). Las bacterias que mueven el nitrógeno en la agricultura. *Biociencias: aspectos básicos y aplicaciones*, 109.

Patel, H. (2019). Fixed-bed column adsorption study: a comprehensive review. *Applied Water Science*, 9(3), 45.

Pinelli, D., Foglia, A., Fatone, F., Papa, E., Maggetti, C., Bovina, S., & Frascari, D. (2022). Ammonium recovery from municipal wastewater by ion exchange: Development and application of a procedure for sorbent selection. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 10(6), 108829.

Pradhan, D., Sukla, L. B., Mishra, B. B., & Devi, N. (2019). Biosorption for removal of hexavalent chromium using microalgae *Scenedesmus* sp. *Journal of Cleaner Production*, 209, 617-629.

Preisner, M., Neverova-Dziopak, E., & Kowalewski, Z. (2020). An analytical review of different approaches to wastewater discharge standards with particular emphasis on nutrients. *Environmental Management*, 66(4), 694-708.

PROFEPA (2016). *Ley de Aguas Nacionales. Procuraduría Federal de Protección al Ambiente, Diario Oficial de la Federación*, Consulta en: <https://www.gob.mx/profepa/documentos/ley-de-aguas-nacionales-62956>

Pyrzynska K., Removal of Cadmium from Wastewaters with Low-Cost Adsorbents, *J. Environ., Chem. Eng.*, 7: 02795 (2019).

Qiu, B., Shao, Q., Shi, J., Yang, C., & Chu, H. (2022). Application of biochar for the adsorption of organic pollutants from wastewater: Modification strategies, mechanisms and challenges. *Separation and Purification Technology*, 300, 121925.

Qiu, H., Lv, L., Pan, B. C., Zhang, Q. J., Zhang, W. M., & Zhang, Q. X. (2009). Critical review in adsorption kinetic models. *Journal of Zhejiang University-Science A*, 10(5), 716-724.

Rahimpour, F., Shojaeimehr, T., & Sadeghi, M. (2017). Biosorption of Pb (II) using *Gundelia tournefortii*: Kinetics, equilibrium, and thermodynamics. *Separation Science and Technology*, 52(4), 596-607.

Rápó, E., & Tonk, S. (2021). Factors affecting synthetic dye adsorption; desorption studies: a review of results from the last five years (2017–2021). *Molecules*, 26(17), 5419.

Remmani, R., Makhoulfi, R., Miladi, M., Ouakouak, A., Canales, A. R., & Núñez-Gómez, D. (2021). Development of low-cost activated carbon towards an eco-efficient removal of organic pollutants from oily wastewater. *Polish Journal of Environmental Studies*, 30(2), 1801-1808.

Ren, Z., Jia, B., Zhang, G., Fu, X., Wang, Z., Wang, P., & Lv, L. (2021). Study on adsorption of ammonia nitrogen by iron-loaded activated carbon from low temperature wastewater. *Chemosphere*, 262, 127895.

Rodriguez, A., & Sanders, I. R. (2015). The role of community and population ecology in applying mycorrhizal fungi for improved food security. *The ISME journal*, 9(5), 1053-1061.

Rout, P. R., Zhang, T. C., Bhunia, P., & Surampalli, R. Y. (2021). Treatment technologies for emerging contaminants in wastewater treatment plants: A review. *Science of the Total Environment*, 753, 141990.

Sabio, E., González, E., González, J. F., González-García, C. M., Ramiro, A., & Ganan, J. (2004). Thermal regeneration of activated carbon saturated with p-nitrophenol. *Carbon*, 42(11), 2285-2293.

Salomón-Torres, R., Ortiz-Uribe, N., & Villa-Angulo, R (2017). La producción de la palma datilera. *Revista de Ciencias Sociales y Exactas UABC*, No.91.

Samsami, S., Mohamadizani, M., Sarrafzadeh, MH, Rene, ER y Firoozbahr, M. (2020). Avances recientes en el tratamiento de aguas residuales que contienen colorantes de las industrias textiles: descripción general y perspectivas. *Seguridad de procesos y protección del medio ambiente* , 143 , 138-163.

Sarraf, M., Jemni, M., Kahramanoğlu, I., Artés, F., Shahkoomahally, S., Namsi, A., ... & Rastogi, A. (2021). Commercial techniques for preserving date palm (*Phoenix dactylifera*) fruit quality and safety: A review. *Saudi Journal of Biological Sciences*, 28(8), 4408-4420.

SEMARNAT (2021). NOM-001-SEMARNAT-2021, Límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en

cuerpos receptores propiedad de la nación. *Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Diario Federal de la Nación*. <https://www.dof.gob.mx>

Shojaei, S., Shojaei, S., Baharinikoo, L., & Karri, R. R. (2024). Metal-based adsorbents for the removal of emerging pollutants and their adsorption mechanisms. In *Sustainable Technologies for Remediation of Emerging Pollutants from Aqueous Environment* (pp. 363-376). Elsevier.

Shu, J., Wu, H., Chen, M., Peng, H., Li, B., Liu, R., & Hu, Z. (2019). Fractional removal of manganese and ammonia nitrogen from electrolytic metal manganese residue leachate using carbonate and struvite precipitation. *Water Research*, 153, 229-238.

SIAP (2023). Producción agrícola nacional: dátil en México. *Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera*, consultado en: <https://www.gob.mx/siap>

Singh, D., Singh, D., Mishra, V., Kushwaha, J., Sengar, M., Sinha, S., ... & Giri, B. S. (2024). Strategies for biological treatment of waste water: A critical review. *Journal of Cleaner Production*, 142266.

Sithole, T. (2024). A review on regeneration of adsorbent and recovery of metals: adsorbent disposal and regeneration mechanism. *South African Journal of Chemical Engineering*.

Sizirici, B., Fseha, Y. H., Yildiz, I., Delclos, T., & Khaleel, A. (2021). The effect of pyrolysis temperature and feedstock on date palm waste derived biochar to remove single and multi-metals in aqueous solutions. *Sustainable Environment Research*, 31, 1-16.

Soliman, N. K., & Moustafa, A. F. (2020). Industrial solid waste for heavy metals adsorption features and challenges; a review. *Journal of Materials Research and Technology*, 9(5), 10235-10253.

Soudani, A., Youcef, L., Youcef, S., Elbahi, S., Toumi, K., Saadia, G., ... & Soudani, N. (2024). High Performance Activated Carbon Based on Date Palm Fibers for Cu<sup>2+</sup> Removal in Water. *Chemistry Africa*, 1-13.

Sposito, G. (1998). On points of zero charge. *Environmental science & technology*, 32(19), 2815-2819.

Syuhadah, N., & Rohasliney, H. (2012). Rice husk as biosorbent: a review. *Health and the Environment Journal*, 3(1), 89-95.

Tang, Y., Alam, M. S., Konhauser, K. O., Alessi, D. S., Xu, S., Tian, W., & Liu, Y. (2019). Influence of pyrolysis temperature on production of digested sludge biochar and its application for ammonium removal from municipal wastewater. *Journal of Cleaner Production*, 209, 927-936.

Thirunavukkarasu, A., Nithya, R., & Sivashankar, R. (2021). Continuous fixed-bed biosorption process: A review. *Chemical Engineering Journal Advances*, 8, 100188.

Thomas, H. C. (1944). Heterogeneous ion exchange in a flowing system. *Journal of the American chemical society*, 66(10), 1664-1666.

USDA, NRCS (s.f.). *Phoenix dactylifera L.* Plants Database. Disponible en: <https://plants.usda.gov>, consultado: 16 de noviembre del 2024.

Vijayaraghavan, J., & Thivya, J. (2022). Removal of Ni (II) Ions from wastewater by raw and modified plant wastes as adsorbents: a review. *Iran. J. Chem. Chem. Eng. Review Article Vol*, 41(1).

Wang, J., & Guo, X. (2020). Adsorption kinetic models: Physical meanings, applications, and solving methods. *Journal of Hazardous materials*, 390, 122156.

Wang, Y., Wang, C., Huang, X., Zhang, Q., Wang, T., & Guo, X. (2024). Guideline for modeling solid-liquid adsorption: kinetics, isotherm, fixed bed, and thermodynamics. *Chemosphere*, 349, 140736.

Wu, G., Ma, J., Li, S., Guan, J., Jiang, B., Wang, L., ... & Chen, L. (2018). Magnetic copper-based metal organic framework as an effective and recyclable adsorbent for removal of two fluoroquinolone antibiotics from aqueous solutions. *Journal of colloid and interface science*, 528, 360-371.

Wu, H., & Vaneeckhaute, C. (2022). Nutrient recovery from wastewater: A review on the integrated Physicochemical technologies of ammonia stripping, adsorption and struvite precipitation. *Chemical Engineering Journal*, 433, 133664.

Ye, Y., Ngo, H. H., Guo, W., Liu, Y., Chang, S. W., Nguyen, D. D., ... & Wang, J. (2018). A critical review on ammonium recovery from wastewater for sustainable wastewater management. *Bioresource Technology*, 268, 749-758.

Yoon, Y. H., & Nelson, J. H. (1984). Application of gas adsorption kinetics I. A theoretical model for respirator cartridge service life. *American industrial hygiene association journal*, 45(8), 509-516.

Zhang, M., Song, G., Gelardi, D. L., Huang, L., Khan, E., Mašek, O., ... & Ok, Y. S. (2020). Evaluating biochar and its modifications for the removal of ammonium, nitrate, and phosphate in water. *Water Research*, 186, 116303.

Zhang, T., Li, Q., Ding, L., Ren, H., Xu, K., Wu, Y., & Sheng, D. (2011). Modeling assessment for ammonium nitrogen recovery from wastewater by chemical precipitation. *Journal of Environmental Sciences*, 23(6), 881-890.

Zhang, X., Chen, J., & Li, J. (2020). The removal of microplastics in the wastewater treatment process and their potential impact on anaerobic digestion due to pollutants association. *Chemosphere*, 251, 126360.

Zheng, Y., Cheng, B., Fan, J., Yu, J., & Ho, W. (2021). Review on nickel-based adsorption materials for Congo red. *Journal of Hazardous Materials*, 403, 123559.

Zhou, Y., & Wang, J. (2023). Detection and removal technologies for ammonium and antibiotics in agricultural wastewater: Recent advances and prospective. *Chemosphere*, 334, 139027.

Zwain, H. M., Vakili, M., & Dahlan, I. (2014). Waste material adsorbents for zinc removal from wastewater: a comprehensive review. *International Journal of Chemical Engineering*, 2014(1), 347912.

## ANEXO 1. Participación en congreso

- Constancia de participación en congreso 2024



Otorga el presente

# RECONOCIMIENTO

**Pedro Espinoza Anguiano**, Mary Triny Beleño Cabarcas, Aurelia Mendoza Gómez, Ana María Vázquez Espinoza y Ricardo Torres Ramos

Por su brillante participación como **PONENTES** con el tema:

**BICARBON DE HOJA DE DATIL: UN ADSORBENTE ECOLOGICO PARA LA REMOCION DE AMONIO Y SU REUTILIZACION COMO ABONO EN CULTIVOS**

Llevada a cabo dentro del Marco del 2do. Congreso Estudiantil de Difusión y Divulgación de la Ciencia, en San Luis Río Colorado, Sonora, el 12 de diciembre del 2024.

Ing. Carlos E. Ramírez Escamilla



Director de la UASLRC

