

UNIVERSIDAD TÉCNICA FEDERICO SANTA MARÍA
DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA QUÍMICA Y AMBIENTAL
SANTIAGO-CHILE



**ADSORCIÓN COLUMNAR DE CONTAMINANTES DE RILES
MINEROS UTILIZANDO CARBÓN OBTENIDO A PARTIR DE
CUESCO DE PALTA**

AUTOR:

NICOLÁS MARCELO OPAZO ARANCIBIA

MEMORIA PARA OPTAR AL TÍTULO DE:

INGENIERO CIVIL QUÍMICO

PROFESORA GUÍA: DRA. PAULA GUERRA PINTO

PROFESORA CORREFERENTE: DRA. MARÍA PAZ DOMÍNGUEZ

JUNIO - 2025



CONSTANCIA DE VALIDACIÓN Y CONFIDENCIALIDAD DE MONOGRAFÍA A REPOSITORIO ACADÉMICO

1.- IDENTIFICACIÓN DEL TRABAJO ACADÉMICO

Tipo de monografía (marcar una opción): Memoria o trabajo de título; Tesis de Postgrado;

Título del trabajo: Adsorción columnar de contaminantes de RILes mineros utilizando carbón obtenido a partir de cuesco de palta

Nombre del candidato(a): Nicolás Marcelo Opazo Arancibia

Carrera / Grado: Ingeniería Civil Química

Campus: Santiago San Joaquín ; **Departamento:** Ingeniería y Química Ambiental

2.- VALIDACIÓN DEL PROFESOR GUÍA/DIRECTOR DE TESIS

Yo, Paula Alejandra Guerra Pinto, en mi calidad de profesor(a) guía/director(a) del trabajo académico mencionado anteriormente **DEJO CONSTANCIA** que:

- He revisado esta versión del documento y corresponde a la versión final aprobada del trabajo.
- El trabajo cumple con los requisitos académicos y de formato establecidos por la institución

3.- EVALUACIÓN DE CONFIDENCIALIDAD POR PROPIEDAD INDUSTRIAL

El trabajo **NO contiene información que amerite confidencialidad** y puede ser publicado de inmediato en repositorio con acceso abierto.

El trabajo **CONTIENE** información con potenciales implicancias de propiedad industrial o intelectual y requiere un periodo de confidencialidad (embargo) por:

6 meses; 12 meses; 2 años; 3 años; 5 años; 10 años

Fundamentación de la necesidad de confidencialidad (obligatorio si se solicita embargo):

4.- FIRMAS

Profesor(a) guía o director(a) de memoria o tesis:

Fecha: 18-08-2025

; Firma:

Estudiante o Candidato(a):

Fecha: 18-08-2025

; Firma:

Este formulario debe ser insertado como página 2 de la memoria o tesis, completado y firmado por estudiante y profesor(a) antes de la entrega en portal PRISMA de Biblioteca USM.

AGRADECIMIENTOS

Me gustaría agradecer a todas aquellas personas que formaron parte del proceso de mi formación profesional tanto dentro como fuera de la universidad.

En primer lugar, quiero agradecer a mi familia, especialmente a mi mamá Cecilia y papá Marcelo, por su apoyo incondicional por más de 6 años, por siempre estar presentes cuando lo necesité, por su infinito amor, confianza y contención. También quiero agradecerles a mis hermanas Ale y Cony, por su compañía, cariño, por recordarme que no todo es estudio y estar ahí con una sonrisa en aquellos días más difíciles. Asimismo, a aquellos que ya no están, especialmente a mi tía Patricia, a quien recordaré por siempre con mucho amor.

A mi mejor amiga Camila, por haber sido parte de este proceso, por su amor, compañía y apoyo. Por cada risa y momentos compartidos, pero también por estar ahí cuando las cosas no iban tan bien. Gracias por hacer de esta amistad mi refugio y lugar seguro.

A los amigos que hice a lo largo de mi vida universitaria, sin ellos todo hubiese sido más complicado. Por cada anécdota a lo largo de más de 6 años, noches de estudio, informes y mucho más. Por siempre haber tenido la disposición de buscar soluciones a pesar de mis horarios un tanto complicados y por su siempre apoyo desinteresado.

A mi profesora guía, la Dra. Paula Guerra, por todo lo que me enseñó a lo largo de los diferentes ramos de la carrera, por confiar en mí para realizar este proyecto, por la siempre buena disposición para trabajar y por siempre buscar soluciones cuando las cosas no resultaban como queríamos.

A los apoyos académicos con los que trabajé durante mi periodo como ayudante, especialmente a Natalia y Jorge, por su paciencia, confianza y constante apoyo, que sin duda contribuyeron a mi crecimiento personal y profesional. Gracias por guiarme y ayudarme a fortalecer habilidades que ni yo sabía que tenía. También quiero agradecer a los apoyos académicos con los que trabajé durante el desarrollo de esta memoria, Jeamilette y Mayte, por su buena disposición, compromiso y apoyo en el trabajo de laboratorio. Gracias por su paciencia, por acompañarme en parte del proceso experimental y por estar siempre dispuestas a buscar soluciones cuando las cosas no resultaban como esperaba.

Y finalmente al Departamento de Ingeniería Civil Química por su labor educativa y profesional, que sin duda me permitieron convertirme en un ingeniero.

RESUMEN EJECUTIVO

La intensa actividad minera en el norte del país en conjunto de la escasez hídrica ha generado un escenario crítico para diversas regiones en el norte de Chile. La industria minera no solo utiliza grandes volúmenes de agua, sino que además genera residuos industriales líquidos altamente contaminantes, como lo es el drenaje ácido de minería (DAM). Este último caracterizado por tener un $\text{pH} < 5$ y altas concentraciones de metales como hierro y cobre representan una amenaza para la calidad de las aguas superficiales y subterráneas. A raíz de esto se vuelve importante buscar tecnologías sostenibles que permitan mitigar el efecto de los de dichos residuos y al mismo tiempo optimizar el uso de los recursos hídricos disponibles. Para ello se plantea la valorización de residuos agroindustriales, como el cuesco de palta, para la producción de adsorbentes. Este subproducto, con alto contenido carbonoso, puede ser transformado en carbón y utilizado en procesos de adsorción para la remoción de metales pesados desde soluciones acuosas contaminadas.

Esta memoria tiene como objetivo evaluar la factibilidad de utilizar carbón obtenido a partir del cuesco de palta, un residuo agroindustrial abundante y poco utilizado, como adsorbente para la remoción de iones Cu^{+2} y Fe^{+3} desde un RIL sintético ácido, que simula un drenaje ácido de minería (DAM), mediante adsorción columnar continua. Para ello se plantean como objetivos específicos (i) Caracterizar el adsorbente de cuesco de palta como materia prima y como carbón mediante pH carga cero y espectroscopía (ii) Evaluar cinéticas e isothermas de adsorción mediante experimentación batch (iii) Determinar la capacidad de remoción de Cu^{+2} y Fe^{+3} , evaluando el efecto del pH y altura de lecho.

Los resultados del análisis FTIR indicaron que el carbón de cuesco de palta posee grupos funcionales oxigenados (hidroxilo y carbonilo) capaces de formar complejos de coordinación con los iones metálicos, a pesar de presentar una superficie con carga neta positiva en condiciones de pH ácido. En los estudios de equilibrio, las isothermas de adsorción para los sistemas monocomponente y binario se ajustaron mejor al modelo de Freundlich ($R^2 \geq 0,95$), lo que indica una superficie heterogénea del adsorbente y una posible adsorción en múltiples capas. Para la cinética el modelo de pseudo segundo orden presentó mejor ajuste para Cu^{+2} , con un R^2 de hasta 0,97, lo que implica un mecanismo dominado por quimisorción, mientras que para Fe^{+3} , se observó ajustes tanto a pseudo primer como segundo orden, dependiendo de la condición experimental.

En el sistema de adsorción columnar, el cual operó con flujo volumétrico de 15 mL/min y concentraciones de influente de 20 mg/L de Cu^{+2} y 25 mg/L para el Fe^{+3} . Se demostró que el aumento de la altura del lecho y el incremento del pH mejoraron los tiempos de ruptura y saturación, así como la capacidad máxima de adsorción. Los parámetros de operación que alcanzaron mayores valores de remoción para el Cu^{+2} fueron a un pH 4 y una altura del lecho de 4 cm, obteniendo un porcentaje de remoción del 57,9 % con un q_{max} de 8,45 mg/g. Por otra parte, los parámetros con los cual se obtuvo una mayor remoción del Fe^{+3} fueron a un pH 3 y una altura de lecho de 4 cm con un porcentaje de remoción del 27,2 % y un q_{max} de 9,60 mg/g. Cabe destacar que la presencia simultánea de ambos metales redujo la eficiencia de adsorción de cada uno, evidenciando competencia iónica por los sitios activos del adsorbente.

El estudio valida el potencial uso del carbón de cuesco de palta como una alternativa sostenible para el tratamiento de RILes mineros. La aplicación de un sistema de adsorción columnar continuo a escala de laboratorio demuestra que el carbón obtenido permite adsorber los metales en estudio, sin embargo, es necesario validar el desempeño en condiciones reales de operación para ver si es factible su aplicabilidad a una mayor escala.

ÍNDICE

1.	INTRODUCCIÓN	1
2.	OBJETIVOS.....	3
2.1.	Objetivo general	3
2.2.	Objetivos específicos.....	3
3.	ANTECEDENTES.....	4
3.1.	Industria minera.....	4
3.1.1.	RILes mineros	4
3.2.	Escasez hídrica	7
3.3.	Tratamiento de aguas	9
3.4.	Desechos agroindustriales	10
3.4.1.	Cuesco de palta.....	10
4.	MARCO TEÓRICO	11
4.1.	Caracterización de materiales adsorbentes.....	11
4.1.1.	FTIR	11
4.1.2.	pH carga cero	12
4.2.	Adsorción	13
4.2.1.	Tipos de adsorbentes	14
4.2.2.	Biosorbentes	15
4.2.3.	Isotermas de adsorción	16
4.2.4.	Cinéticas de adsorción.....	19
4.2.5.	Curvas de ruptura	20
5.	ESTADO DEL ARTE.....	24
5.1.	Adsorción con cuesco de palta.....	24
5.2.	Adsorción con otros materiales adsorbentes	26
6.	METODOLOGÍA Y PROCEDIMIENTO EXPERIMENTAL	34
6.1.	Materiales, equipos y reactivos	34
6.1.1.	Reactivos químicos	34
6.1.2.	Equipos.....	34
6.2.	Metodología experimental.....	35
6.2.1.	Preparación.....	35

6.2.1.1.	Preparación de materia prima.....	35
6.2.1.2.	Carbonización.....	36
6.2.1.3.	Preparación del RIL sintético.....	37
6.2.1.4.	Calibración de bomba peristáltica.....	38
6.2.2.	Caracterización del adsorbente.....	38
6.2.2.1.	pH carga cero	38
6.2.2.2.	FTIR	39
6.2.3.	Isotermas y cinéticas de adsorción	39
6.2.3.1.	Isotermas de adsorción	39
6.2.3.2.	Cinéticas de adsorción.....	40
6.2.4.	Adsorción columnar	42
6.2.4.1.	Curvas de ruptura	42
7.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	45
7.1.1.	Caracterización del adsorbente.....	45
7.1.1.1.	pH carga cero	45
7.1.1.2.	FTIR	47
7.1.2.	Isotermas y cinéticas de adsorción	50
7.1.2.1.	Isotermas de adsorción	50
7.1.2.2.	Cinéticas de adsorción.....	55
7.1.3.	Adsorción columnar	59
7.1.3.1.	Curvas de ruptura	59
8.	CONCLUSIONES	67
9.	RECOMENDACIONES	68
10.	REFERENCIAS	69
11.	ANEXOS.....	75
11.1.	Anexo A: Longitud de ondas y grupos funcionales asociados.....	75
11.2.	Anexo B: Preparación de soluciones NaOH y HCl.....	77
11.3.	Anexo C: Método para medir el cobre disuelto en la solución	79
11.4.	Anexo D: Método para medir el hierro disuelto en la solución	80

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1: Producción Mina Cobre (derecha) y Reservas (izquierda) (Cochilco, 2024).....	4
Figura 2: Nivel de estrés hídrico a nivel mundial (Statista, 2022).....	8
Figura 3: Nivel de estrés hídrico proyectado a 2050 (WRI, 2024).	8
Figura 4: FTIR de carbón no activado de cuesco de palta (Dunoyer et al., 2023).....	12
Figura 5: pH carga cero de carbón obtenido de semillas de tuna (Zgolli et al., 2024).	13
Figura 6: Clasificación de las bioadsorbentes y sus ejemplos (Ahmad & Zaidi, 2020).	16
Figura 7: Tipos de isothermas descritas por Giles (Giles et al., 1974).	18
Figura 8: Curva de ruptura típica del proceso de adsorción (Liu, 2023).	22
Figura 9: Diagrama para obtención de carbón de cuesco de palta (elaboración propia).	37
Figura 10: Esquema general del procedimiento de obtención de isothermas y cinéticas, modificado. (Arévalo, 2023).	41
Figura 11: Esquema de montaje experimental de columna de adsorción (elaboración propia).....	43
Figura 12: pH _{ZC} de cuesco de palta, elaboración propia.	45
Figura 13: pH _{ZC} de carbón de cuesco de palta, elaboración propia.	46
Figura 14: FTIR del cuesco de palta.	47
Figura 15: FTIR del carbón de cuesco de palta.....	48
Figura 16: Isothermas de RIL solo con Cu ⁺² y solo con Fe ⁺³	51
Figura 17: Isothermas del Cu ⁺² y Fe ⁺³ en RIL multicomponente.....	52
Figura 18: Comparación de isothermas de Cu ⁺² y Fe ⁺³	53
Figura 19: Cinéticas de RIL solo con Cu ⁺² y solo con Fe ⁺³	56
Figura 20: Cinéticas del Cu ⁺² y Fe ⁺³ en RIL multicomponente.	57
Figura 21: Curvas de ruptura de adsorción columnar experimentos del 1 al 6.	60
Figura 22: Comparación efecto de altura del lecho experimentos 2-5 y 3-6, respectivamente.	61
Figura 23: Comparación efecto del pH experimentos 2-3 y 5-6, respectivamente.	62
Figura 24: Comparación efecto de competencia entre iones, experimentos 1-4.....	63
Figura 25: Procedimiento para determinar concentración de cobre (Hach, 2024).....	79
Figura 26: Procedimiento para determinar concentración de hierro (Hach, 2024).....	80

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1: Tipos de drenaje de mina (Skousen & Ziemkiewicz, 1996).	5
Tabla 2: Resumen Estado del Arte.	32
Tabla 3: Cantidad requerida de reactivos.	38
Tabla 4: Cantidad de reactivos requerida para diferentes concentraciones de metales.	40
Tabla 5: Cantidad de reactivos requerida para diferentes concentraciones de metales.	41
Tabla 6: Variables y parámetros de operación de columna de adsorción.	43
Tabla 7: Experimentos a realizar en columna de adsorción.	44
Tabla 8: Parámetros de isotermas con RIL solo de Cu^{+2} .	50
Tabla 9: Parámetros de isotermas con RIL solo de Fe^{+3} .	50
Tabla 10: Parámetros de isotermas con RIL de Cu^{+2} y Fe^{+3} .	52
Tabla 11: Parámetros de cinética con RIL solo de Cu^{+2} .	55
Tabla 12: Parámetros de cinética con RIL solo de Fe^{+3} .	55
Tabla 13: Parámetros de cinéticas con RIL de Cu^{+2} y Fe^{+3} .	57
Tabla 14: Tiempos de ruptura y saturación columnas de adsorción.	59
Tabla 15: Porcentaje de remoción de columnas de adsorción.	65
Tabla 16: Comparación % de remoción y q_{max} .	66
Tabla 17: Grupos funcionales asociados a frecuencia emitida (Rubinson & Rubinson, 2000).	75
Tabla 18: Masa de NaOH requerida para diferentes concentraciones.	77
Tabla 19: Volúmenes de HCl y agua tipo III requeridos para concentraciones entre 0,1 y 10 M.	78

1. INTRODUCCIÓN

La minería es una de las industrias más importantes a nivel mundial, especialmente en países como Chile, que destaca como el mayor productor de cobre a nivel global, con un 24% de la producción mundial (Cochilco, 2024). Sin embargo, esta industria también enfrenta graves desafíos ambientales, entre los que se encuentran la generación de residuos industriales líquidos (RILes) y el drenaje ácido de minas (DAM), que contienen altas concentraciones de metales pesados como hierro, cobre y otros elementos tóxicos (Vergara, 2015). Estos contaminantes representan una amenaza significativa para los ecosistemas acuáticos y la calidad del agua, afectando tanto a la biodiversidad como a las comunidades que dependen de estos recursos (Vergara, 2015).

El DAM es una de las fuentes más problemáticas de contaminación ambiental asociada a la minería. Este tipo de drenaje se caracteriza por su bajo pH y la alta concentración de metales disueltos, lo que genera impactos negativos sobre los cuerpos de agua. El proceso de formación del DAM se inicia cuando minerales sulfurados expuestos a la intemperie se oxidan en presencia de oxígeno y agua, liberando ácidos y metales al entorno. Si no se manejan adecuadamente, estos residuos pueden infiltrar aguas subterráneas y superficiales, generando una disminución de la calidad del agua, haciéndola inadecuada para el consumo humano y provocando daños en los ecosistemas acuáticos (Aduvire, 2006).

Chile, además de enfrentar los desafíos ambientales de la minería, se enfrenta a una creciente escasez hídrica, especialmente en las zonas mineras del norte del país, donde el cambio climático y la sobreexplotación de acuíferos han reducido dramáticamente la disponibilidad de agua (Statista, 2022). Para mitigar este problema, se ha impulsado el desarrollo de tecnologías que permitan el tratamiento y la reutilización de aguas residuales, como los RILes. En este contexto, es importante encontrar métodos eficientes y sostenibles para la remoción de metales pesados de estas aguas, con el fin de reducir su impacto ambiental y contribuir a la conservación de los recursos hídricos.

Una posible solución sostenible a este problema es el uso de desechos agroindustriales como adsorbentes. En Chile, la agroindustria genera una gran cantidad de residuos orgánicos, muchos de los cuales no se aprovechan adecuadamente, entre estos destaca el cuesco de palta, un subproducto sin valor económico que corresponde a aproximadamente el 15% del peso de la fruta (Olaeta et al., 2004). La creciente demanda mundial de palta ha incrementado la producción de este residuo, lo que plantea una oportunidad para su reutilización. Debido a su alto contenido de carbono, el cuesco

de palta puede ser transformado en carbón o en carbón activado, material con potencial para la remoción de contaminantes, como los metales pesados presentes en los RILes mineros (Redagráfica, 2025).

El proceso de adsorción, ampliamente utilizado para la remoción de contaminantes de soluciones acuosas, se basa en la capacidad de ciertos materiales, como el carbón activado, de retener iones o moléculas en su superficie. Este proceso es útil para la eliminación de metales pesados de aguas contaminadas. Al utilizar residuos agroindustriales, como el cuesco de palta, para la producción de adsorbentes, no solo se mitiga el impacto ambiental de los residuos, sino que también se busca desarrollar una solución económica y eficiente para el tratamiento de aguas (Orozco, 2024).

A raíz de esto, surge la necesidad de encontrar alternativas sostenibles para el tratamiento de aguas contaminadas por RILes mineros. La utilización del cuesco de palta como un adsorbente representa una oportunidad no solo para reducir los desechos agroindustriales, sino también para desarrollar una forma eficaz de remoción de metales pesados. Esto va a contribuir a un manejo sostenible de los residuos, además de ofrecer una solución para mejorar la calidad del agua de zonas afectadas, contribuyendo así a la economía circular.

La estructura del documento luego de la introducción comienza con la presentación del objetivo general y específicos del estudio. Luego, se incluyen los antecedentes que contextualizan la problemática abordada, seguidos del marco teórico que describe los conceptos fundamentales relacionados con la adsorción, caracterización de materiales y tecnologías de tratamiento de aguas. A continuación, se desarrolla un estado del arte con investigaciones relevantes de los últimos años con diferentes tipos de adsorbentes, sistemas y contaminantes. Luego, se detalla la metodología y el procedimiento experimental, incluyendo la preparación del adsorbente, caracterización y ensayos de adsorción. Posterior a ello, se incluye la sección de resultados y discusión para finalmente incluir conclusiones y recomendaciones relevantes.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo general

Evaluar la factibilidad de utilizar carbón cuesco de palta como adsorbente para la eliminación de hierro y cobre en aguas ácidas en una columna vertical.

2.2. Objetivos específicos

- Caracterizar el adsorbente de cuesco de palta como materia prima y como carbón, mediante análisis fisicoquímicos (FTIR y pH_{ZC}), con el fin de identificar los grupos funcionales y las estructuras superficiales responsables de la adsorción de metales pesados.
- Evaluar cinéticas e isothermas de adsorción mediante experimentación batch, para determinar los mecanismos y parámetros que rigen el proceso de adsorción sobre el adsorbente propuesto.
- Determinar la capacidad de remoción de hierro y cobre de aguas ácidas, evaluando el efecto del pH y altura del lecho, con el objetivo de determinar las mejores condiciones de operación.

3. ANTECEDENTES

3.1. Industria minera

Chile destaca por tener una riqueza mineral a lo largo de su territorio y por esto es considerado uno de los principales actores en la industria minera, con una extensa historia de extracción, producción y exportación de minerales. Actualmente, Chile es considerado el mayor productor de cobre a nivel mundial alcanzando para el año 2023 un total de 5.251 miles de toneladas métricas, a continuación, se presenta la producción mundial de los principales países a nivel mundial y las reservas más grandes a nivel mundial de dicho metal (Cochilco, 2024).

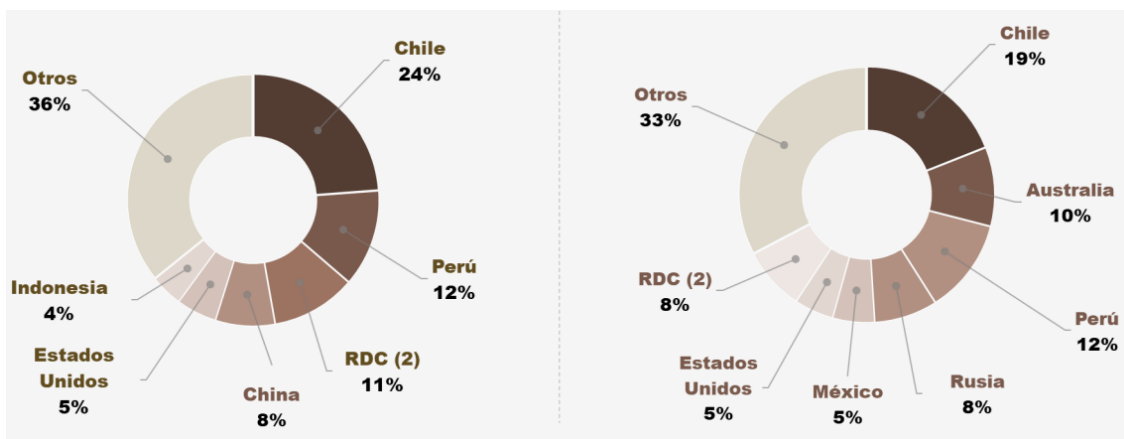


Figura 1: Producción Mina Cobre (derecha) y Reservas (izquierda) (Cochilco, 2024).

A partir de la Figura 1 se observa que Chile posee el 24% de la producción de Mina Cobre a nivel mundial y al mismo tiempo posee las reservas/yacimientos más grandes alcanzando un 19% (Cochilco, 2024).

La minería en Chile y en el mundo enfrenta grandes desafíos ambientales, especialmente en la gestión de residuos líquidos. Los RILes, incluyendo los efluentes y el drenaje ácido, representan una preocupación constante debido a su potencial impacto en la calidad del agua, ecosistemas acuáticos, además de afección a especies y suelo de la zona.

3.1.1. RILes mineros

Los Residuos Industriales Líquidos (RILes) mineros son desechos líquidos generados durante el proceso de extracción y tratamiento de minerales. Estos residuos se componen principalmente de agua, pero también contienen una variedad de componentes químicos, metales y metaloides como

el Arsénico ($\text{As}^{+3}/\text{As}^{+5}$), Níquel (Ni^{+2}), Cadmio (Cd^{+2}), Zinc (Zn^{+2}), Plomo (Pb^{+2}), Cobre (Cu^{+2}), Hierro ($\text{Fe}^{+2}/\text{Fe}^{+3}$), Aluminio (Al^{+3}), Cloro (Cl^-), Molibdeno (Mb^{+6}), Manganeso (Mn^{+2}), entre otros. Estos pueden estar disueltos, suspendidos o precipitados (Vergara, 2015). Los RILes mineros pueden variar en composición y toxicidad según el tipo de mineral que se esté procesando y los procesos específicos involucrados en su extracción y tratamiento, el drenaje de mina es un tipo de RIL en la Tabla 1 se muestra una caracterización los tipos de drenajes según los autores Skousen y Ziemkiewicz en el año 1996:

Tabla 1: Tipos de drenaje de mina (Skousen & Ziemkiewicz, 1996).

Tipo	pH	Descripción
I	< 4,5	Alta concentración de Fe^{+2} , Al^{+3} , Mn^{+2} , Zn^{+2} , Cu^{+2} , Ni^{+2} , Pb^{+2} , y otros metales. Alto contenido de oxígeno. Muy ácido (llamado Drenaje Ácido de Mina)
II	< 6,0	Alta cantidad de sólidos disueltos. Alta concentración de ion ferroso (Fe^{+2}) y Mn. Bajo contenido de oxígeno. El pH puede bajar por oxidación hasta convertirse en tipo I.
III	> 6,0	Moderada a alta cantidad de sólidos disueltos. Bajo a moderado contenido de ion ferroso (Fe^{+2}) y Mn. Bajo contenido de oxígeno. Alta alcalinidad (llamado Drenaje Alcalino de Mina). Por oxidación de metales la acidez generada es neutralizada por la alcalinidad presente en el agua.
IV	> 6,0	Alta cantidad de partículas disueltas. Drenaje neutralizado, pero todavía no se han fijado los hidróxidos en el agua. A mayor tiempo de residencia en las balsas mayor fijación de partículas y el agua puede llegar a ser similar al de Tipo V.
V	> 6,0	Agua del drenaje es neutralizado. Alta cantidad de sólidos disueltos. Gran cantidad de hidróxidos precipitados y fijados en las balsas. Cationes restantes son disueltos por Ca y Mn.

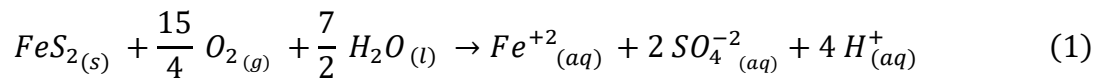
3.1.2. Drenaje Ácido Minería (DAM)

Los drenajes ácidos son un tipo de RIL minero que corresponde a una de las principales fuentes de contaminación de cuerpos de aguas superficiales y subterráneos. Este drenaje de mina tipo I se

caracteriza por tener un pH ácido entre 1 y 4,5, una alta concentración de sulfuros, y metales como Fe^{+2}/Fe^{+3} , Al^{+3} , Mn^{+2} , Zn^{+2} , Cu^{+2} , Ni^{+2} , Pb^{+2} . Durante el proceso de explotación y extracción de ciertos minerales, grandes cantidades de minerales sulfurosos (pirita, mascarita, pirrotita, entre otros), quedan expuesto a la meteorización, es decir, el proceso natural por el cual las rocas y minerales en la superficie terrestre se descomponen y desintegran debido a la exposición a diversos factores ambientales, llegando así a formar el drenaje ácido (Aduvire, 2006).

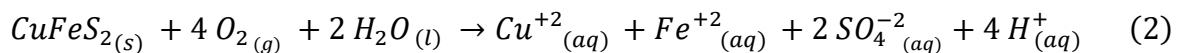
Para que exista la formación de este drenaje es necesario que existan condiciones aerobias, es decir, la suficiente cantidad de oxígeno, agua y bacterias catalizadoras. Algunos ejemplos de las reacciones ocurridas para la formación de este drenaje son las siguientes reacciones (Aduvire, 2006):

- Oxidación de pirita (FeS_2):



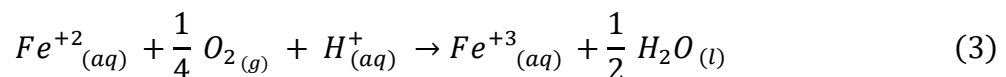
Esta reacción representa la oxidación inicial de la pirita en presencia de oxígeno y agua, generando hierro ferroso, sulfato y protones, responsables de la acidez.

- Oxidación de Calcopirita ($CuFeS_2$):



En esta reacción, la calcopirita libera iones de cobre y hierro al medio acuoso, contribuyendo al a la formación de iones disueltos.

- Oxidación del ion ferroso (Fe^{+2}) a férrico (Fe^{+3}):



En presencia de oxígeno, el hierro ferroso se oxida a férrico, el cual puede actuar como agente oxidante adicional.

3.1.3. Problemática y efectos del DAM

El drenaje ácido de minería (DAM) es uno de los problemas ambientales más severos asociados a la industria minera. A continuación, se presentan los principales efectos del drenaje, los cuales impactan significativamente tanto al medioambiente como la calidad de vida de comunidades y especies (Aduvire, 2006):

- Causar daños ecológicos, alterando o eliminando las comunidades biológicas naturales existentes en los cursos de agua:

Los niveles elevados de acidez y la presencia de metales pesados son tóxicos para muchas especies causando mortalidades masivas y reduciendo la biodiversidad, todo esto provoca una alteración en la cadena alimentaria y un desequilibrio en el ecosistema.

- Disminución de la calidad del agua, haciéndola inadecuada para el consumo humano:

El DAM libera metales pesados como $\text{Fe}^{+2}/\text{Fe}^{+3}$, Al^{+3} , Mn^{+2} , Zn^{+2} , Cu^{+2} , Cd^{+2} , Pb^{+2} en los cuerpos de agua subterráneos y superficiales. Estos metales no solo hacen el agua inadecuada para el consumo humano, sino que también pueden acumularse en el organismo y causar problemas de salud graves a largo plazo.

- Deterioro del paisaje, se debe abarcar todos los elementos del medio físico incluido en agua:

Las áreas afectadas por el DAM suelen presentar cuerpos de agua de color anaranjado o rojizo debido a la precipitación de $\text{Fe}^{+2}/\text{Fe}^{+3}$, además de vegetación muerta y suelos erosionados, deteriorando significativamente el paisaje.

3.2. Escasez hídrica

La escasez hídrica se ha convertido en una crisis global urgente que amenaza la supervivencia de millones de personas y ecosistemas en todo el mundo. Con el cambio climático, el crecimiento de la población y la mala gestión de los recursos hídricos, muchos países enfrentan una disminución alarmante en la disponibilidad de agua dulce. Actualmente, cerca de 2.600 millones de personas en el mundo viven en países que tienen niveles altos y extremos de estrés hídrico, mientras que para el año 2040 se espera que alcance a más de 5.400 millones lo que corresponde a más del 50% de la población mundial (Statista, 2022). A continuación, en la Figura 2 se presenta el mapa con el nivel de vulnerabilidad al estrés hídrico por país, donde se observa que en gran parte del mundo existe un nivel medio, alto o extremo:

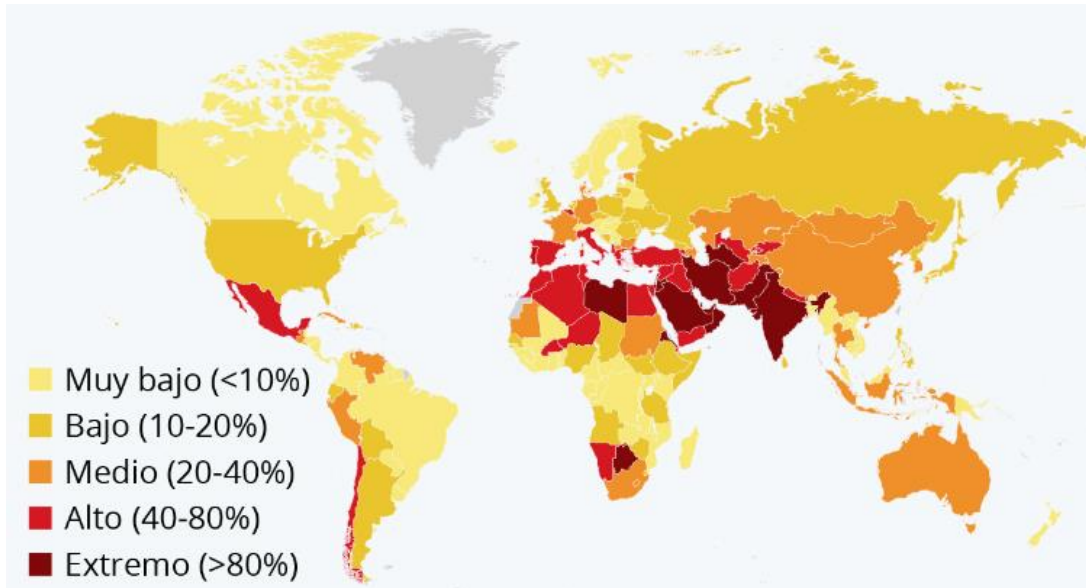


Figura 2: Nivel de estrés hídrico a nivel mundial (Statista, 2022).

A nivel nacional, la situación es igual de preocupante. La combinación de sequías recurrentes, sobreexplotación de acuíferos y contaminación de fuentes hídricas ha llevado a un estado crítico de disponibilidad de agua. Actualmente, Chile se encuentra en un nivel de estrés hídrico catalogado como alto (40-80%), como se observa en la Figura 3, si se proyecta de aquí a 2050, el escenario es aún más preocupante ya que se prevé que Chile pase a un nivel estrés hídrico extremo por sobre el 80% siendo el único país de Latinoamérica que alcanzaría dichos niveles.

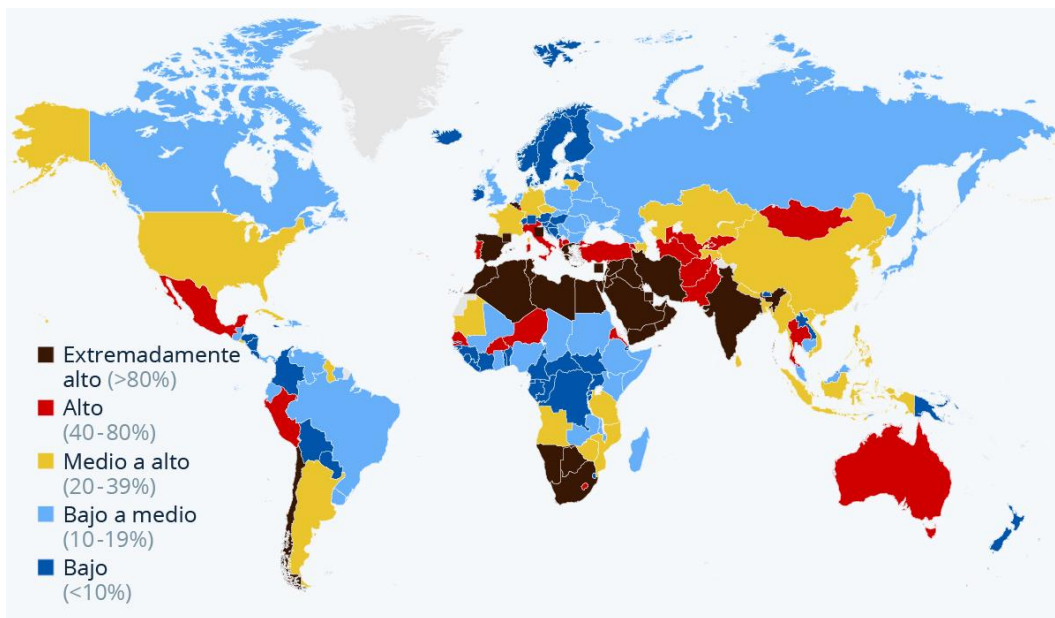


Figura 3: Nivel de estrés hídrico proyectado a 2050 (WRI, 2024).

Según el estudio “Actualización del Balance Hídrico Nacional” se espera que la disponibilidad de agua en la zona norte y centro de Chile podría disminuir hasta en un 50% entre el periodo 2030-2060 (DGA, 2020). Si a esto le sumamos que gran parte de la industria minera se encuentra en la zona norte del país es importante tomar medidas de mitigación para prevenir una eventual sequía, entre ellas la implementación inmediata de políticas de conservación de aguas y el desarrollo de tecnologías de reutilización para así poder gestionar los recursos hídricos de la zona.

3.3. Tratamiento de aguas

La implementación de tecnologías avanzadas de tratamiento permite la reutilización de aguas residuales, la purificación de fuentes contaminadas y la preservación de los recursos hídricos existentes. Existen diversas tecnologías para el tratamiento de aguas y remoción de metales pesados específicamente de DAM, entre ellas están (Caviedes et al., 2015):

1. **Precipitación Química:** Se agregan reactivos químicos al RIL para formar compuestos insolubles con los metales pesados, que luego se separan mediante filtración o sedimentación.
2. **Intercambio Iónico:** Se utilizan resinas de intercambio iónico que pueden atrapar selectivamente los metales pesados del RIL a medida que pasa a través de un lecho de resina.
3. **Adsorción:** Se utilizan materiales como el carbón activado, zeolitas o arcillas modificadas con una alta superficie específica para adsorber los metales pesados del RIL.
4. **Electrocoagulación:** Se aplica corriente eléctrica al RIL, lo que induce la formación de coágulos de hidróxidos metálicos que pueden ser fácilmente separados.
5. **Floculación y Sedimentación:** Se agregan agentes floculantes al RIL para unir partículas de metal pesado en flóculos más grandes, que luego se pueden separar por sedimentación.

La adsorción será la tecnología utilizada para la remoción de metales pesados del drenaje ácido, esto debido a que se plantea evaluar la factibilidad de utilizar carbón obtenido a partir de cuesco de palta como materia prima. El proceso de adsorción será descrito en detalle en la sección de marco teórico.

3.4. Desechos agroindustriales

Actualmente, la agroindustria en Chile genera 4,6 millones anuales de toneladas de residuos orgánicos sólidos. De este total el 75% es utilizado como compostaje para producción de energía, reincorporado al suelo en forma de fertilizante y destinado a rellenos sanitarios. El 24% es utilizado para alimentación de animales y solo un 1% es reutilizado (Matacevich, 2023).

Este bajo porcentaje de reutilización indica que existe un amplio margen para la gestión de estos residuos y al mismo tiempo a la contribución de una economía circular, esto debido a que muchos de estos desechos poseen una rica composición en carbono, nutrientes y compuestos bioactivos que podrían ser aprovechados en tecnologías ambientales, energéticas o industriales.

3.4.1. Cuesco de palta

La palta es una de las frutas más consumidas a nivel mundial, en Chile el consumo de esta fruta ha aumentado en un 310 % desde el año 2000 al 2023 (Redagrícola, 2024). En la actualidad se ha alcanzado un consumo de 8,6 kg de palta por habitante anual, esto implica que anualmente durante el año 2024 se consumieron 169.031 toneladas de palta (Redagrícola, 2025).

El aumento del consumo de esta fruta provoca que aumente la cantidad de residuos generados, específicamente el cuesco de palta, considerando que el cuesco representa cerca del 15% de la masa total de una palta, se estima que durante el año 2024 se produjeron 25.355 toneladas de cuesco de palta (Redagrícola, 2025).

El cuesco de palta actualmente es considerado un residuo en cual no tiene valor económico alguno, generalmente su disposición final llega a rellenos sanitarios sin darle una mayor utilidad. Debido a que el cuesco de palta tiene un alto porcentaje de carbono en su estructura se plantea como un potencial residuo para ser utilizado como adsorbente de metales pesados en RILes mineros y al mismo tiempo contribuir con la economía circular (Dunoyer et al., 2023).

4. MARCO TEÓRICO

4.1. Caracterización de materiales adsorbentes

La caracterización de materiales adsorbentes es esencial para la evaluación de la eficiencia del proceso de adsorción. Este proceso permite ayudar a entender la selectividad del adsorbente, es decir, su capacidad para adsorber preferentemente ciertos tipos de moléculas sobre otras, por otra parte, la caracterización revela las propiedades físicas (como el área superficial, el tamaño y la distribución de poros) y químicas (como la composición y la funcionalidad de la superficie) del material adsorbente. Estas propiedades influyen directamente en la eficiencia y selectividad de la adsorción (Webb, 2003).

4.1.1. FTIR

La Espectroscopía Infrarroja por Transformada de Fourier (FTIR) es una técnica analítica utilizada para identificar y caracterizar los grupos funcionales presentes en una muestra mediante la absorción de radiación infrarroja. El funcionamiento del FTIR se basa en la interacción de la radiación infrarroja con las moléculas de la muestra. A medida que la radiación infrarroja pasa a través de la muestra, las moléculas absorben energía en frecuencias específicas que corresponden a las vibraciones de sus enlaces químicos (Fadlelmoula et al., 2022).

A continuación, en la Figura 4, se presenta un espectro obtenido de bibliografía para carbón sin ningún tipo de activación proveniente de hueso de palta:

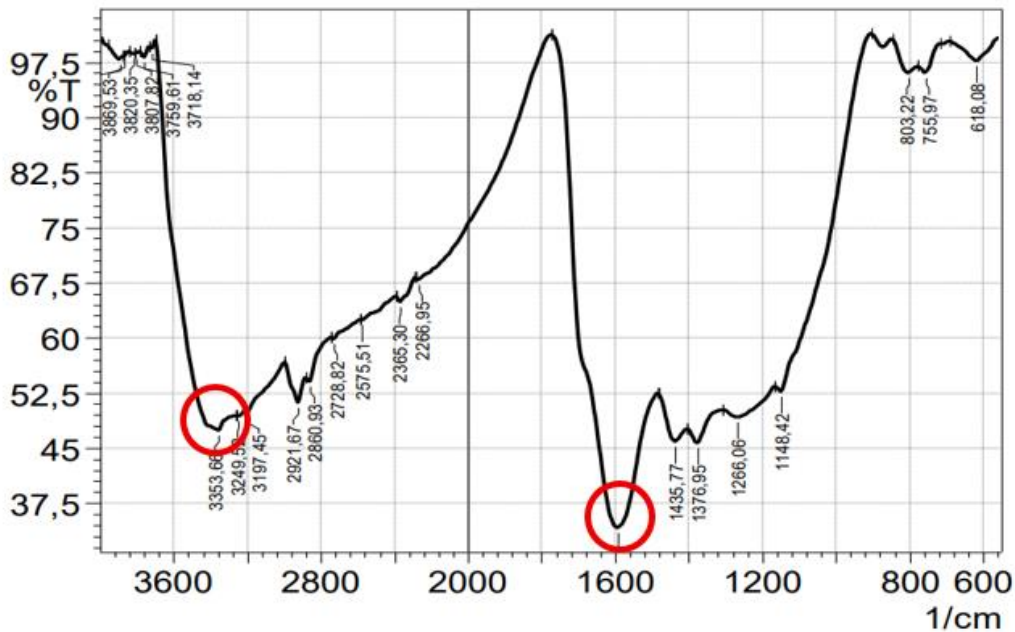


Figura 4: FTIR de carbón no activado de cuesco de palta (Dunoyer et al., 2023).

A partir del espectro de la Figura 4, se puede observar que existen bandas el número de onda cercanos a los 3400 y 1600 cm^{-1} , la primera de ellas corresponde a la presencia de grupos hidroxilos (OH^-), mientras que la segunda corresponde a los grupos de enlaces dobles carbono carbono ($\text{C}=\text{C}$). Esta identificación de grupos funcionales del adsorbente permitirá determinar como el carbón interactúa con los contaminantes, como lo son el hierro y el cobre de las aguas ácidas. En el Anexo A, se presenta diferentes números de onda y su grupo funcional asociado para la posterior identificación de grupos funcionales en los resultados obtenidos (Rubinson & Rubinson, 2000).

4.1.2. pH carga cero

El pH de carga cero (pH_{PZC}) es el valor de pH en el cual la superficie de un material adsorbente tiene una carga neta cero, es decir, las cargas positivas y negativas en la superficie se equilibran. Este parámetro es importante para comprender y predecir el comportamiento de adsorción del material en diferentes condiciones de pH. Al conocer el pH_{PZC} , es posible predecir si la superficie del adsorbente estará cargada positiva o negativamente en condiciones específicas de pH. Existen dos situaciones posibles (Amaringo & Hormaza, 2013):

- Si el $pH > pH_{PZC}$, la superficie estará cargada negativamente, atrae especies catiónicas.
- Si el $pH < pH_{PZC}$, superficie estará cargada positivamente, atrae especies aniónicas.

La carga superficial del adsorbente influye en la adsorción de diferentes contaminantes. Por ejemplo, los cationes metálicos como Fe^{+3} y Cu^{+2} presentes en las aguas ácidas provenientes de los RILes mineros se adsorben más eficientemente en superficies con carga negativa, que se obtiene cuando el pH del medio es superior al pH_{PZC} del adsorbente. A continuación, en la Figura 5, se presenta un gráfico con el pH de carga cero de un adsorbente proveniente de las semillas de tuna:

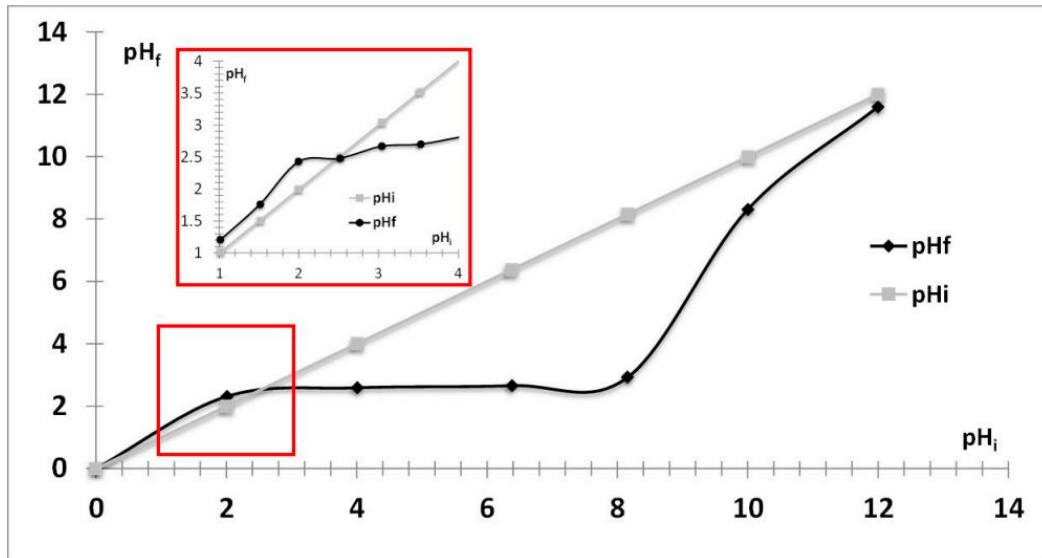


Figura 5: pH carga cero de carbón obtenido de semillas de tuna (Zgolli et al., 2024).

El gráfico de la Figura 5 indica que el carbón activado obtenido a partir de semillas de tuna tiene un pH de carga cero aproximadamente de 2,5. Esto significa que la superficie del carbón activado tendrá una carga neta positiva a pH menores de 2,5 y una carga neta negativa a pH mayores de 2,5.

4.2. Adsorción

La adsorción es un proceso en el cual átomos, iones o moléculas de una sustancia, conocidas como adsorbato, se adhieren a la superficie de un sólido, llamado adsorbente, formando una película o capa sobre este. El proceso de adsorción a nivel comercial ocurre cuando un fluido cargado de contaminantes o algún componente de interés que desee ser recuperado pasa a través de un lecho del material adsorbente, este sólido adsorbe los componentes del fluido. El lecho o material adsorbente se va cargando progresivamente hasta que se satura y no puedo seguir adsorbiendo. En este momento se detiene la operación de la columna para regenerar el lecho. En los procesos de regeneración existe la desorción térmica donde se aplica calor al lecho adsorbente para aumentar la energía cinética de las moléculas adsorbidas, facilitando su liberación y por otro lado la desorción

química, donde se utiliza un agente químico (como un solvente o un reactivo) que interactúa con la sustancia adsorbida, promoviendo su liberación del adsorbente. Este proceso permite recuperar las propiedades del adsorbente para que se pueda iniciar nuevamente el ciclo de adsorción (Geankopolis, 2007).

Existen diferentes tipos de adsorción que dependen de las propiedades del adsorbato y adsorbente y el tipo de interacción que tienen entre ellos (Alaqarbeh, 2021):

- Adsorción física: las moléculas del adsorbato se adhieren a la superficie del adsorbente debido a fuerzas de Van der Waals débiles. Estas fuerzas son generadas por dipolos inducidos y ion - dipolo y son relativamente débiles, lo que permite que las moléculas adsorbidas puedan ser desorbidas fácilmente mediante cambios en la temperatura o la presión.
- Adsorción química: las moléculas del adsorbato se unen al adsorbente a través de enlaces químicos fuertes, como enlaces covalentes o iónicos. Este tipo de adsorción provoca una alteración en la superficie del adsorbente, haciendo que el adsorbato no pueda ser recuperado mediante desorción.
- Intercambio iónico: es un tipo específico de adsorción química donde los iones en solución son intercambiados por iones de carga opuesta en la superficie del adsorbente. Si existen iones de igual carga en el adsorbato el ion que tenga un menor tamaño molecular determinará la preferencia de adsorción.

4.2.1. Tipos de adsorbentes

Un adsorbente es un material sólido capaz de capturar y retener moléculas corrientes de gases, o líquidos en una superficie. Los adsorbentes pueden ser de naturaleza orgánica, inorgánica o naturales y se caracterizan por tener una alta área superficial y una estructura porosa que facilita la adsorción de moléculas. Además, pueden ser modificados químicamente para mejorar su capacidad de adsorción selectiva hacia ciertos compuestos.

Entre los adsorbentes más utilizados en aplicaciones industriales están (Gabelman, 2017):

Adsorbentes Inorgánicos

- **Zeolitas:** mineral con estructura cristalina que tienen alta capacidad de intercambio iónico y adsorción molecular, se utilizan en la purificación de gases y líquidos.
- **Alúmina activada:** está formada por óxido de aluminio con alta área superficial y porosidad, se utiliza en la deshidratación de gases como de líquidos y como catalizador.
- **Óxidos e hidróxidos férricos:** materiales inorgánicos con alta afinidad por aniones, especialmente arseniatos, fosfatos y cromatos. Su superficie cargada positivamente en condiciones ácidas permite la adsorción eficiente de especies cargadas negativamente.

Adsorbentes Orgánicos

- **Carbón:** material carbonoso poroso obtenido a partir de materiales orgánicos como cáscaras de coco o madera.
- **Resinas de intercambio iónico:** polímeros sintéticos con grupos funcionales cargados que permiten el intercambio de iones en solución acuosa.
- **Polímeros de adsorción selectiva:** polímeros modificados químicamente para adsorber específicamente ciertos compuestos.

Adsorbentes Naturales

- **Arcillas:** material natural con estructura porosa y alta capacidad de adsorción. Se utilizan en la clarificación de líquidos.
- **Cáscaras de frutas y vegetales:** utilizadas como fuentes de adsorbentes naturales debido a su contenido en polisacáridos, carbonos y otros compuestos bioactivos. Se utilizan en aplicaciones ambientales como la adsorción de colorantes y metales pesados.

4.2.2. Biosorbentes

A partir de la clasificación de adsorbentes según naturaleza nace el concepto de biosorbente, estos son materiales naturales o modificados derivados de biomasa, como microorganismos, plantas, residuos agrícolas o forestales, que se utilizan para la adsorción de contaminantes o compuestos específicos en soluciones acuosas (Tejeda et al., 2015). Los biosorbentes pueden tener una variedad de grupos funcionales en su estructura le permiten interactuar con diferentes contaminantes. Estos

grupos funcionales pueden incluir hidroxilos (-OH), carboxilos (-COOH), aminos (-NH₂), sulfhidrilos (-SH), fosfatos (-PO₃H₂), entre otros. En gran parte estos grupos funcionales el entregan un carácter aniónico al adsorbente lo que ayuda a la adsorción de metales disueltos en soluciones acuosas en forma de cationes como Cu⁺², Fe⁺³, Pb⁺², Cd⁺², entre otros (Tejeda et al., 2015). A continuación, en la Figura 6, se presenta la clasificación de los diferentes tipos de bioadsorbentes y su fuente.

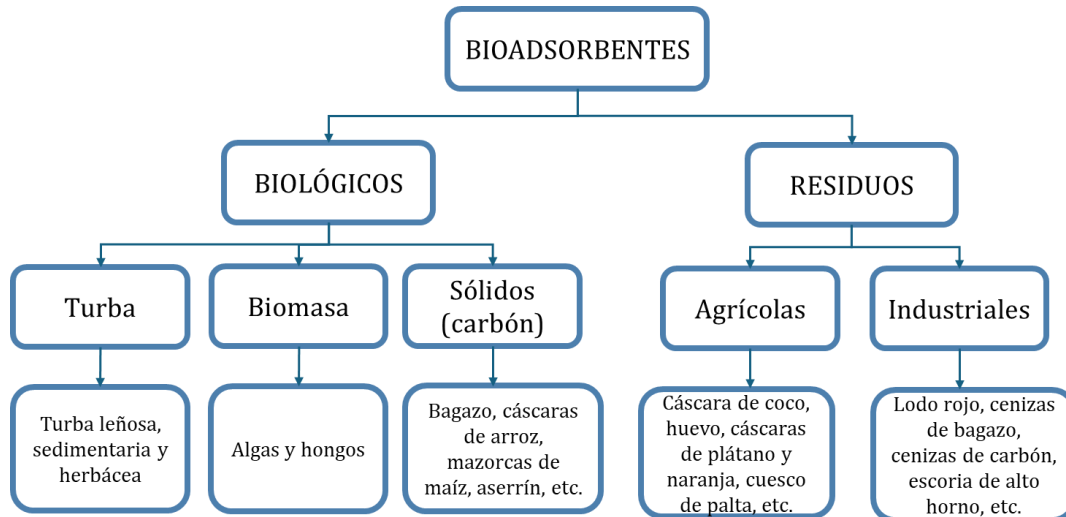


Figura 6: Clasificación de las bioadsorbentes adaptado de (Ahmad & Zaidi, 2020).

4.2.3. Isotermas de adsorción

Las isotermas de adsorción son representación gráfica que describe cómo una sustancia (adsorbato) se adhiere a la superficie de un material sólido (adsorbente) en función de su concentración en una solución líquida o gaseosa, a una temperatura constante. La isoterma muestra la relación entre la cantidad de adsorbato adsorbido por unidad de masa del adsorbente (q_e) y la concentración del adsorbato en equilibrio (C_e) en el medio (Geankopolis, 2007).

Este parámetro nos permite determinar la capacidad máxima de adsorción del adsorbente, es decir, la cantidad máxima de adsorbato que puede ser retenida por el adsorbente. Esto con la finalidad de evaluar la eficiencia y la viabilidad del adsorbente en aplicaciones prácticas, como lo es la adsorción de hierro y cobre de aguas ácidas (Geankopolis, 2007).

Por otra parte, las isotermas proporcionan información sobre la naturaleza de la superficie del adsorbente, como su homogeneidad o heterogeneidad. Existen diferentes modelos teóricos de isotermas (como Langmuir, Freundlich, Brunauer, Emmett y Teller) permiten inferir si la adsorción

ocurre en una monocapa o en múltiples capas y si la superficie del adsorbente es uniforme o presenta sitios de adsorción con energías diferentes (Arévalo, 2023). Por otra parte, existe las isothermas de Giles las cuales no presentan una ecuación matemática específica, pero ayuda a interpretar la forma de adsorción del proceso y compararlas con otras isothermas, a continuación, se presentan las isothermas mencionadas anteriormente:

Isoterma de Giles (Giles et al., 1974):

- **Isoterma Tipo S (Saturación)**

Caracterizada por una curva en forma de S, indica una adsorción cooperativa. Al inicio, la adsorción es lenta, pero aumenta rápidamente a medida que los sitios de adsorción se vuelven más accesibles. Su forma indica atracción inicial entre el adsorbato y los sitios de adsorción, seguida de una mayor adsorción a medida que la concentración de adsorbato aumenta.

- **Isoterma Tipo L**

Similar a la isoterma de Langmuir, presenta una curva cóncava hacia abajo, indicando una adsorción monomolecular donde la cantidad de adsorbato adsorbida se aproxima a un límite máximo. Esto indica que todos los sitios de adsorción son equivalentes y no hay interacción entre las moléculas adsorbidas.

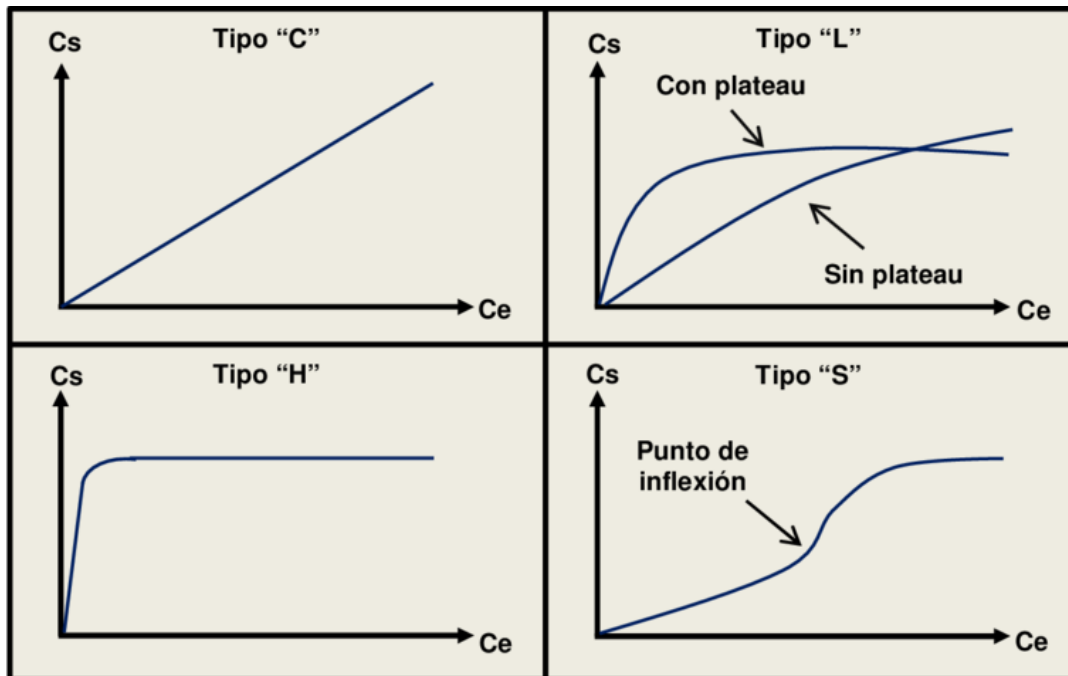
- **Isoterma Tipo H (Alta Afinidad):**

Caracterizada por una curva que inicialmente es muy empinada, indicando una alta afinidad entre el adsorbato y el adsorbente. La adsorción es fuerte y rápida al comienzo, luego se estabiliza a medida que los sitios de adsorción se saturan.

- **Isoterma Tipo C (Constante de Partición):**

Una línea recta que indica una adsorción proporcional a la concentración del adsorbato en solución, lo que sugiere una distribución constante del adsorbato entre la fase líquida y la fase sólida. Es típica de sistemas donde la adsorción no tiene un límite superior claro y la cantidad adsorbida aumenta linealmente con la concentración del adsorbato.

A continuación, se presenta la Figura 7 con un resumen de las isothermas presentadas por Giles:



C_s : Concentración de la sustancia adsorbida en la fase sólida
 C_e : Concentración de la sustancia en la fase líquida

Figura 7: Tipos de isotermas descritas por Giles (Giles et al., 1974).

Isoterma de Langmuir:

La isoterma de Langmuir es un modelo que describe la adsorción de moléculas en una superficie homogénea, formando una monocapa sin interacciones entre las moléculas adsorbidas. Este modelo asume que todos los sitios de adsorción tienen la misma energía y que una vez que un sitio de adsorción está ocupado, no puede adsorber más moléculas (Rivas et al., 2014).

La ecuación de la isoterma de Langmuir se expresa como:

$$q_e = \frac{q_{\max} \cdot k_L \cdot C_e}{1 + k_L \cdot C_e} \quad (4)$$

Donde:

- q_e es la cantidad de adsorbato adsorbida por unidad de masa del adsorbente (mg/g).
- C_e es la concentración del adsorbato en el equilibrio (mg/L).
- q_{\max} es la capacidad máxima de adsorción, que representa la cantidad máxima de adsorbato que puede ser adsorbida por unidad de masa del adsorbente (mg/g).
- k_L es la constante de Langmuir relacionada con la afinidad de los sitios de adsorción (L/mg).

Isoterma de Freundlich:

La isoterma de Freundlich es un modelo empírico que describe la adsorción en superficies heterogéneas y la formación de capas múltiples de adsorbato. A diferencia de la isoterma de Langmuir, no asume una capacidad máxima de adsorción y es aplicable a una amplia gama de concentraciones de adsorbato (Penedo et al., 2014).

La ecuación de la isoterma de Freundlich se expresa como:

$$q_e = k_F \cdot C_e^{1/n} \quad (5)$$

Donde:

- q_e es la cantidad de adsorbato adsorbida por unidad de masa del adsorbente (mg/g).
- C_e es la concentración del adsorbato en el equilibrio (mg/L).
- k_F es la constante de Freundlich que indica la capacidad de adsorción (mg/g) (L/mg)^(1/n).
- n es un coeficiente de heterogeneidad que indica la intensidad de la adsorción.

4.2.4. Cinéticas de adsorción

Además de identificar las isotermas de adsorción es importante comprender a cinética de adsorción del proceso, esta describe el tiempo requerido para que los contaminantes o moléculas presentes en una solución se transfieran y se adhieran a la superficie de un adsorbente sólido, es decir, permite determinar el tiempo óptimo de contacto entre el adsorbato y adsorbente. Los modelos cinéticos más utilizados para describir las cinéticas son el pseudo primer orden y el pseudo segundo orden (Figuerola et al., 2014).

Modelo de Pseudo-Primer Orden (Lagergren):

Este modelo asume que la velocidad de adsorción es proporcional a la diferencia entre la cantidad de adsorbato en el equilibrio y la cantidad adsorbida en cualquier tiempo dado. Es comúnmente utilizado para describir procesos de adsorción física en los que las fuerzas de Van der Waals dominan (Figuerola et al., 2014):

El modelo esta descrito por la siguiente ecuación:

$$\frac{dq_t}{dt} = k_1 \cdot (q_e - q_t) \quad (6)$$

Donde:

- q_e es la cantidad de adsorbato adsorbida en el equilibrio (mg/g).
- q_t es la cantidad de adsorbato adsorbida en el tiempo t (mg/g).
- k_1 es la constante cinética de adsorción (1/min).

Modelo de Pseudo-Segundo Orden:

Este modelo cinético se basa en la suposición de que la velocidad de adsorción es proporcional al cuadrado del número de sitios no ocupados. Es utilizado para procesos donde la adsorción química (quimisorción), generalmente mediante enlaces covalentes, es el mecanismo predominante (Figuroa et al., 2014):

El modelo esta descrito por la siguiente ecuación:

$$\frac{dq_t}{dt} = k_2 \cdot (q_e - q_t)^2 \quad (7)$$

4.2.5. Curvas de ruptura

La adsorción realizada en un sistema continuo con un lecho generalmente no trabaja en condiciones de equilibrio, esto ocurre debió a que se ingresa constantemente un flujo de una solución (adsorbato). Dentro de la columna existe una transferencia de materia permanente entre el adsorbato y la fase sólida del lecho, es decir, el adsorbente. En la industria, la adsorción continua es preferida sobre la adsorción por lotes debido a su capacidad para operar de manera ininterrumpida, utilizando el adsorbente de manera más eficiente y permitiendo una regeneración secuencial. Además, facilita el monitoreo y control automatizado del proceso (Valencia & Castellar, 2013).

Las curvas de ruptura son representaciones gráficas que muestran cómo cambia la concentración de un contaminante en el efluente de una columna de adsorción en función del tiempo. Estas curvas son esenciales para entender el comportamiento dinámico de la columna y para diseñar y optimizar procesos de adsorción continua.

Una curva de ruptura generalmente tiene una forma sigmoidea y se caracteriza por tres regiones principales (Valencia & Castellar, 2013):

- **Período Inicial:** La concentración del efluente es prácticamente cero, ya que los sitios de adsorción en la columna están mayormente disponibles.

- Ruptura (Breakthrough): La concentración del efluente comienza a aumentar significativamente. Este punto indica que los sitios de adsorción se están saturando y el adsorbato no está siendo completamente removido.
- Saturación Completa: La concentración del efluente alcanza la concentración del influente, lo que indica que la columna ha alcanzado su capacidad máxima de adsorción.

En la Figura 8 se muestra el esquema de una columna de adsorción de lecho fijo, en el cual se grafica C/C_0 que corresponde al cociente entre la concentración de salida en función del tiempo de la columna y es la concentración de entrada del adsorbato, ambos en mg/L versus el tiempo.

Una vez comienza la operación en la columna de adsorción la corriente de líquido ingresa con una concentración inicial (C_0) por el tope de la torre, al mismo tiempo empieza a transcurrir la transferencia de materia en donde el adsorbato se va adhiriendo a la superficie del sólido y con ello se empieza a desplazar la zona de transferencia de materia (LES), en paralelo comienza a aumentar progresivamente la concentración de salida debido a que el lecho comienza a saturarse.

El tiempo en el eje x del gráfico de la Figura 7 representa las diferentes etapas del proceso, en donde (t_b) corresponde al tiempo de ruptura que generalmente se alcanza cuando la concentración del adsorbato alcanza un 5% o 10% de la concentración de entrada (C/C_0). De igual forma el punto tiempo de saturación (t_s) se alcanza cuando el lecho se encuentra completamente saturado o cercano a 95%, es decir, la concentración de salida es igual a la concentración de entrada y el absorbente no tiene la capacidad de seguir adsorbiendo.

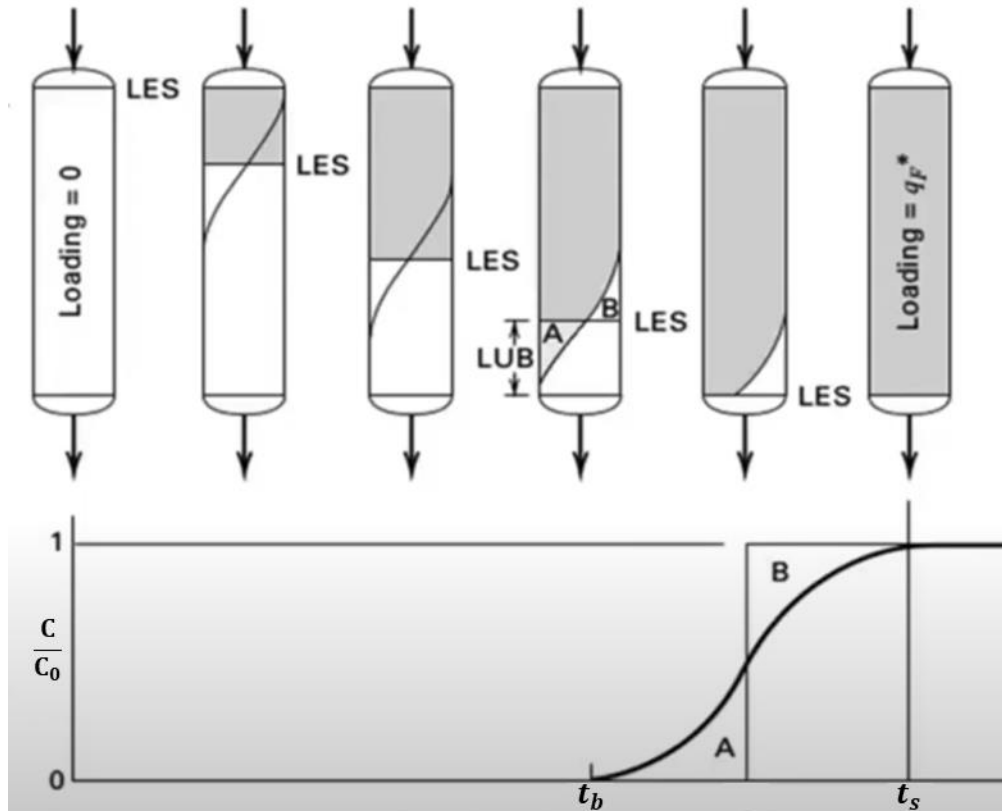


Figura 8: Curva de ruptura típica del proceso de adsorción (Liu, 2023).

En el estudio de sistemas de adsorción en flujo continuo, el porcentaje de remoción es una medida fundamental que permite cuantificar la eficiencia con la que un adsorbente es capaz de retener un contaminante a lo largo del tiempo. Esto se determina a partir de la cantidad de adsorbato que ha sido efectivamente removida y la cantidad total que ingresó al sistema durante el periodo de operación. En experimentos con datos discretos, se monitorea la concentración del contaminante en el efluente con intervalos regulares de tiempo, el porcentaje de remoción puede estimarse aplicando el método del trapecio para aproximar el área bajo la curva C/C_0 vs tiempo, a partir de esto se presenta la ecuación que permite determinar el porcentaje de remoción como:

$$\% \text{ Remoción} = \left(1 - \frac{\sum_{i=1}^n \frac{C_i}{C_0} \cdot \Delta t_i}{t_s} \right) \cdot 100 \quad (8)$$

Donde:

- C_0 es la concentración inicial del efluente, mg/L.
- C_i es la concentración del adsorbato en un instante i , mg/L.

- Δt_i es el intervalo de tiempo entre dos mediciones consecutivas, min.
- t_s tiempo de operación de la columna o tiempo de saturación, min.

Finalmente, se presenta como un parámetro importante la máxima capacidad de adsorción del adsorbente (q_{max}), esta se expresa en mg de adsorbato por gramo de adsorbente y se determina a partir de la integración de la cantidad de contaminante que fue retenido en el lecho hasta el momento en el que se satura (t_e), a continuación, se presenta la ecuación:

$$q_{max} = \frac{Q \cdot \int_0^{t_e} (C_0 - C(t)) dt}{m} \quad (9)$$

Donde:

- q_{max} es la cantidad adsorbida total por gramo de adsorbente, mg/g.
- Q es el caudal volumétrico, L/min.
- $C(t)$ es concentración en el efluente a lo largo del tiempo, mg/L.
- m es la masa de adsorbente en la columna, g.

En caso de trabajar con datos discretos, la ecuación se adapta a una sumatoria de la siguiente forma:

$$q_{max} = \frac{Q}{m} \cdot \sum_{i=1}^n (C_0 - C_i) \cdot \Delta t_i \quad (10)$$

5. ESTADO DEL ARTE

A continuación, se presenta una revisión bibliográfica de las principales investigaciones relacionadas con procesos de biosorción tanto en sistemas discontinuos (batch) como continuos (columna de lecho fijo) en los últimos 10 años. La búsqueda inicial se centró específicamente en estudios que utilizaran cuesco de palta como adsorbente, enfocados en la remoción de los iones metálicos Cu^{+2} y Fe^{+3} , que son los contaminantes abordados en esta investigación. No obstante, debido a la escasa disponibilidad de publicaciones que cumplieran con estos criterios de manera simultánea, se amplió el alcance de la revisión para incluir otros materiales lignocelulósicos de origen agroindustrial con características similares, utilizados como adsorbentes. Asimismo, se incorporaron estudios que evalúan la eliminación de otros metales pesados relevantes, como Pb^{+2} , Cd^{+2} , Zn^{+2} y Cr^{+6} , con el fin de proporcionar un contexto más amplio sobre la aplicabilidad, desempeño y condiciones experimentales asociadas a la biosorción en medios acuosos.

5.1. Adsorción con cuesco de palta

Los autores Chimdessa y Ejeta en el año 2022, investigaron la remoción de iones metálicos pesados (Cd^{+2} , Cu^{+2} y Pb^{+2}) desde soluciones acuosas utilizando carbón activado obtenido a partir de cuesco de palta. El adsorbente fue preparado mediante impregnación con soluciones de K_2CO_3 y HCl , seguido de calcinación a $800\text{ }^\circ\text{C}$, y posteriormente caracterizado mediante FTIR, XRD y pH de punto de carga cero ($\text{pH}_{\text{ZC}} \approx 6,5$). Los experimentos se realizaron en sistema batch con soluciones sintéticas a temperatura ambiente, evaluando el efecto del pH, concentración inicial, dosis de adsorbente y tiempo de contacto. Se determinó que el pH óptimo para la remoción fue 7, con una dosis óptima de 500 mg para Pb^{+2} y Cd^{+2} , y 700 mg para Cu^{+2} , alcanzando eficiencias de remoción de 89,4%, 99,5% y 87%, respectivamente. El tiempo de equilibrio fue de 60 minutos para Pb^{+2} y de 120 minutos para Cd^{+2} y Cu^{+2} . Las capacidades máximas de adsorción obtenidas mediante el modelo de Langmuir fueron de 142,85 mg/g para Cd^{+2} , 16,13 mg/g para Cu^{+2} y 7,9 mg/g para Pb^{+2} , indicando un alto potencial del carbón activado de cuesco de palta como bioadsorbente de bajo costo (Chimdessa & Ejeta, 2022).

Boeykens et al en el año 2019, evaluaron la adsorción de plomo (Pb^{+2}) y cromo hexavalente (Cr^{+6}) utilizando biomasa de cuesco de palta en tres formas: natural (NB), activada químicamente con ácido fosfórico (AB), y como carbón activado (AC). El estudio se desarrolló mediante ensayos en sistema batch, empleando soluciones sintéticas con concentraciones de 20 a 50 mg/L, a $25\text{ }^\circ\text{C}$ y

agitación constante (200 rpm). Se controlaron parámetros como pH (ajustado a 5), dosis del adsorbente (de 0,15 g a 1,25 g según el metal y tipo de biomasa) y tiempo de contacto (hasta 24 h). La eficiencia máxima de remoción (80%) se logró con 0,15 g de AC para Pb^{+2} y 0,7 g para Cr^{+6} . La capacidad de adsorción más alta determinada por el modelo de Langmuir fue de 26,6 mg/g para Pb^{+2} y 5,1 mg/g para Cr^{+6} utilizando AB. El modelo de isoterma de Langmuir describió mejor los datos de equilibrio, y el modelo cinético de pseudo-segundo orden ajustó adecuadamente las curvas experimentales, especialmente para Pb^{+2} . Se identificaron mecanismos de adsorción asociados a intercambio iónico y formación de complejos con grupos funcionales superficiales, como $-OH$, carboxilos, aminas y amidas, lo que demuestra que el cuesco de palta tratado tiene un alto potencial como bioadsorbente de bajo costo para la remoción de metales pesados (Boeykens et al., 2019).

Los autores Zhu et al en el año 2016, evaluaron la capacidad de un carbón activado derivado de cuesco de palta (denominado AAC-MA), activado químicamente con ácido metanosulfónico, para la adsorción de amonio (NH_4^+) desde soluciones acuosas. El adsorbente fue preparado a partir de semillas lavadas, secadas y carbonizadas a 700 °C en atmósfera de nitrógeno tras impregnación con 70 % de ácido metanosulfónico, obteniéndose un carbón con grupos superficiales ácidos predominantes (pH \approx 6,2). Los ensayos se realizaron en sistema batch, utilizando soluciones con concentraciones iniciales de 50 a 450 mg/L de amonio, dosis de adsorbente de 3 g/L, a pH 5, 25 °C y 125 rpm durante 6 horas. El tiempo de equilibrio fue de 4 horas, y la capacidad máxima de adsorción determinada por el modelo de Langmuir fue de 5,4 mg/g. La cinética del proceso se ajustó mejor al modelo de pseudo-segundo orden ($R^2 > 97,7\%$), lo que sugiere un mecanismo dominado por quimiosorción. Los resultados indicaron que el carbón activado de cuesco de palta tratado con ácido metanosulfónico es un material prometedor para la mitigación de amonio en medios acuosos (Zhu et al, 2016).

Wanja et al en el año 2016, investigaron la remoción de iones metálicos Cu^{+2} , Pb^{+2} y Cd^{+2} de soluciones acuosas utilizando el cuesco de palta como adsorbente. Las condiciones experimentales evaluadas incluyen el tiempo de contacto entre 0 y 180 minutos, la dosis de adsorbente, las concentraciones iniciales de metales entre 5 y 50 mg/L y el pH, con un rango de pH hasta 6. Los resultados más importantes indican capacidades de adsorción de 271,2 mg/g para Pb^{+2} , 257,14 mg/g para Cd^{+2} y 102 mg/g para Cu^{+2} , con un comportamiento de adsorción que sigue los modelos de isoterma de Freundlich y Langmuir (Wanja et al., 2016).

Abdisa y Aseffa en el año 2022, investigaron acerca el desarrollo de un adsorbente de bajo costo, específicamente carbón activado a partir de cuesco de palta, para la remoción de iones de metales pesados (Cu^{+2} , Cd^{+2} y Pb^{+2}) de soluciones acuosas. Se realizaron estudios de adsorción en batch a temperatura ambiente, evaluando el pH entre 1 y 9, la dosis de adsorbente (500 mg para Cd^{+2} y Pb^{+2} , y 700 mg para Cu^{+2}), tiempos de contacto (60 minutos para Cu^{+2} y Cd^{+2} , y 120 minutos para Pb^{+2}) y concentraciones iniciales de los iones entre 20 y 100 mg/L (Abdisa & Aseffa, 2022).

Finalmente, Romero en el año 2017 evaluó la capacidad adsorbente del cuesco de palta en soluciones acuosas de azul de metileno mediante el ajuste de isothermas de Freundlich, Langmuir y la clasificación de Giles. Las condiciones experimentales con las que se trabajó incluyen cantidad de adsorbente entre 0,25 y 0,75 g/L y concentraciones iniciales de azul de metileno entre 15 y 25 mg/L. Los resultados indicaron que el cuesco de palta sin carbonizar y con una concentración de 0,75 g/L de bioadsorbente, presentó una capacidad de adsorción 39,308 mg/g, logrando reducir la concentración de azul de metileno en el agua por debajo del límite chileno permitido (<10 mg/L) (Romero, 2017).

5.2. Adsorción con otros materiales adsorbentes

Los autores Du, Zheng y Wang en el año 2018, investigaron la eliminación continua de iones Cu^{+2} desde soluciones acuosas utilizando una columna empacada con fibra de yute modificada con grupos carboxilo (CMJF) como adsorbente. La fibra fue tratada mediante un proceso asistido por microondas para introducir grupos $-\text{COOH}$ sobre su superficie, mejorando significativamente su capacidad de adsorción respecto al yute crudo. El estudio se realizó en un sistema continuo de flujo ascendente, utilizando una columna de vidrio acrílico de 25 cm de alto por 4 cm de diámetro interno, con dosis de adsorbente entre 2 y 6 g (equivalentes a alturas de lecho entre 4 y 12 cm), velocidades de flujo superficial de 9,62 a 22,47 cm/min y concentraciones iniciales de Cu^{+2} entre 50 y 150 mg/L. Se evaluaron curvas de ruptura y se aplicaron modelos cinéticos de Thomas, Yoon–Nelson y BDST para describir el comportamiento del sistema. Los resultados mostraron que el tiempo de ruptura y la capacidad de adsorción aumentaron con una mayor dosis de CMJF, alcanzando una capacidad máxima de 40,05 mg/g y una eficiencia de remoción de 58,62% con 6 g de adsorbente. En comparación con la fibra cruda, el material modificado presentó 3,2 veces más tiempo de ruptura y 4,2 veces más capacidad de adsorción (Du et al., 2018).

Renu et al en el año 2020, evaluaron la remoción continua de Cu^{+2} , Cr^{+6} y Cd^{+2} utilizando pellets de salvado de trigo modificado como adsorbente biodegradable en una columna empacada. El salvado de trigo fue tratado con ácido clorhídrico para aumentar su capacidad adsorbente y posteriormente peletizado con chitosán y arcilla en proporción 3:1:1. Los ensayos se realizaron en un sistema continuo operado a pH 6, temperatura de 35 °C, variando la altura del lecho (15–45 cm), la concentración inicial (100–500 mg/L) y el caudal (5–15 mL/min). Se evaluaron tanto sistemas con metales individuales como mezclas de los tres iones. Los mejores resultados se obtuvieron con un lecho de 0,45 m, 100 mg/L de concentración inicial y 5 mL/min de caudal. En estas condiciones, la capacidad máxima de remoción fue de 10,41 mg/g para Cr^{+6} , 8,32 mg/g para Cu^{+2} y 1,78 mg/g para Cd^{+2} . Las curvas de ruptura se modelaron exitosamente mediante un modelo matemático que incorporó dispersión axial y transferencia de masa externa, con excelentes ajustes (R^2 hasta 0,99). Se observó un comportamiento sinérgico para Cu^{+2} y antagónico para Cd^{+2} y Cr^{+6} en la presencia simultánea de metales (Renu et al., 2020).

Los autores Mohsen y Ghanim en el año 2024, evaluaron la remoción de iones Cu^{+2} y Zn^{+2} desde aguas residuales industriales utilizando carbón activado derivado de cuescos de dátil (date pits) en una columna de lecho fijo con flujo continuo. El adsorbente fue preparado mediante activación química con ácido fosfórico (85 %) y carbonización a 500 °C durante 90 minutos, seguido de caracterización por SEM y FTIR. Los ensayos se realizaron en una columna de 30 cm de alto y 2,5 cm de diámetro interno, con una altura de lecho de 15 cm y partículas de 2 mm, utilizando concentraciones iniciales de 30, 45 y 60 mg/L, caudales de 4, 8 y 12 mL/min, y temperaturas de 20, 35 y 50 °C. El pH de operación fue 7. Los modelos cinéticos de Thomas, Yoon–Nelson, Adams–Bohart y Modified Dose–Response fueron aplicados para analizar las curvas de ruptura, obteniéndose el mejor ajuste con el modelo de Thomas ($R^2 > 0,95$). Las capacidades máximas de adsorción determinadas por este modelo fueron 3,88 mg/g para Cu^{+2} y 2,55 mg/g para Zn^{+2} , con condiciones iniciales de 60mg/L, pH 7, caudal de 8 mL/min y temperatura de 20°C. La eficiencia de remoción decreció con el aumento del caudal y la temperatura, pero se incrementó con mayores concentraciones iniciales (Mohsen & Ghanim, 2024).

Los autores Amin, Alazba y Shafiq en el año 2017, investigaron la adsorción de Cu^{+2} y Pb^{+2} desde soluciones acuosas utilizando residuos agrícolas, específicamente hojas de palma datilera y cáscaras de naranja, en su forma cruda y modificada químicamente. El tratamiento consistió en una modificación alcalina con NaOH y posterior tratamiento con ácido mercaptoacético, lo que

aumentó la presencia de grupos funcionales superficiales. Los ensayos se realizaron en sistemas batch y en columna de lecho fijo, evaluando parámetros como tiempo de contacto, pH, dosis de adsorbente, tamaño de partícula, concentración inicial, caudal y altura del lecho. En batch, el tiempo de equilibrio fue de 30 minutos, con máximos de adsorción de 38 mg/g para Cu^{+2} usando hojas crudas de palma y 49 mg/g para Pb^{+2} usando cáscara de naranja tratada, a pH 5 y dosis óptimas de 5–7 g. En el sistema continuo, se utilizó una columna de vidrio de 60 cm de alto con 2,5 cm de diámetro, operando con alturas de lecho de 5–15 cm, concentraciones de 50–150 mg/L, caudales de 2–10 mL/min y tamaños de partícula entre 100 y 300 μm . Se observó que mayores alturas de lecho y menores caudales favorecieron la eficiencia del proceso. Los modelos de Thomas, Yoon–Nelson y BDST ajustaron adecuadamente las curvas de ruptura ($R^2 > 0,9$), con capacidades máximas de adsorción en columna de hasta 9,6 mg/g para Pb^{+2} (Amin et al., 2017).

Los autores Romero et al en el año 2017, evaluaron el uso de cáscaras de pomelo (grapefruit) como biosorbente para la remoción de Cu^{+2} en sistemas batch y en columna de lecho fijo, con tratamientos físicos y químicos para mejorar su eficiencia. Se empleó el tratamiento de “Détente Instantanéé Contrôlée” (DIC) para aumentar la porosidad y luego se realizó una modificación química con ácido cítrico, generando un biosorbente etiquetado como GP-DIC-AC. La caracterización se realizó mediante SEM y FTIR observándose aumentos significativos en porosidad y grupos funcionales ácidos. En el sistema continuo, se utilizaron columnas de vidrio de 16 cm de altura y 1 cm de diámetro, a un caudal de 1,3 mL/min, con soluciones de Cu^{+2} de 100 a 266 mg/L, y alturas de lecho de 4 a 16 cm. La capacidad máxima de adsorción alcanzada en columna fue de 52,48 mg/g, y la dosis óptima del adsorbente fue de 24 g/L. El modelo de Thomas fue el que mejor ajustó las curvas de ruptura ($R^2 > 0,97$) (Romero et al., 2017).

Tariq et al, evaluaron la remoción continua de iones Cu^{+2} mediante la biosorción en columna fija utilizando polvo de ramas de *Ficus religiosa*. El material fue caracterizado por FTIR, SEM y área superficial BET. Las pruebas se realizaron en columna de vidrio (diámetro 15 mm, altura 50 cm), con alturas de lecho de 5, 15 y 30 cm, a un caudal fijo de 2 mL/min y variando la concentración inicial de Cu^{+2} (100–300 mg/L) y el pH de la solución (3–5). Se observó que la eficiencia de remoción aumentó con el incremento del pH y de la altura del lecho, alcanzando una capacidad máxima de adsorción de 17,5 mg/g a 300 mg/L y 5 cm de altura. Los modelos de Thomas, Yoon–Nelson y BDST fueron aplicados a los datos experimentales, encontrándose que el modelo de

BDST presentó el mejor ajuste en los puntos de ruptura ($R^2 > 0,98$), mientras que los modelos de Thomas y Yoon–Nelson mostraron menor ajuste (Tariq et al., 2019).

Los autores Hossain, Nizamuddin y Shah en el año 2022, evaluaron la eficiencia de adsorción de Cu^{+2} , Fe^{+3} , Mn^{+2} , Pb^{+2} y Zn^{+2} en un sistema continuo de columna fija utilizando adsorbentes derivados de cáscara de arroz modificados térmica y químicamente. Se desarrollaron tres tipos de adsorbentes: KOH-RH (cáscara de arroz activada con KOH), KOH-RHH (hidrocarbón activado con KOH) y AgNP-KOH-RH (cáscara de arroz activada con KOH e impregnada con nanopartículas de plata). Los ensayos se realizaron en una columna de vidrio de 30 cm de alto y 2 cm de diámetro, empleando 0,5 g de adsorbente y un flujo continuo de 9,76 mL/min con una solución sintética multimetálica (100 mg/L de cada ion, $\text{pH} \approx 2,9$). La capacidad máxima de adsorción durante la segunda corrida experimental fue de 11,98 mg/g para Cu^{+2} , 9,46 mg/g para Fe^{+3} , 1,29 mg/g para Mn^{+2} , 19,55 mg/g para Pb^{+2} y 14,58 mg/g para Zn^{+2} , todos alcanzados con el adsorbente KOH-RHH. El adsorbente AgNP-KOH-RH mostró menor tiempo de retención (5 min) y una mayor capacidad de remoción de color, junto con buena estabilidad y recuperación (>80 %) tras dos ciclos de uso (Hossain et al., 2017).

Los autores Sarkar, Bar y Das en el año 2022, investigaron la eliminación de Cu^{+2} desde soluciones acuosas mediante adsorción en columna fija utilizando carbón activado derivado de cáscara de coco. El adsorbente fue preparado a través de activación térmica y caracterizado por FTIR, área BET y pH_{ZC} , obteniendo un área superficial de $0,52 \text{ m}^2/\text{g}$ y un pH_{ZC} de 6,62. Los ensayos se llevaron a cabo en una columna de vidrio con diámetro de 2 cm y altura de 350cm, con una altura de lecho de 5-15 cm. Se evaluaron variables como el caudal (10, 20 y 30 mL/min) y la concentración inicial de Cu^{+2} (10 a 30 mg/L), a pH 6,0. La capacidad máxima de adsorción alcanzada fue de 30,09 mg/g a un caudal de 20 mL/min y concentración de entrada de 30 mg/L (Sarkar et al., 2022).

Los autores Bhagat, Gedam y Pathak en el año 2020, investigaron la adsorción y desorción de los iones Cu^{+2} y Zn^{+2} desde soluciones acuosas utilizando cáscaras de plátano como biosorbente en sistema batch. El material fue preparado mediante lavado, secado y pulverización, sin activación química, y caracterizado por FTIR, SEM y BET. Se determinó un pH_{ZC} 5,21 y un área superficial de $0,72 \text{ m}^2/\text{g}$. Los ensayos se realizaron variando pH , concentración inicial (100–1000 mg/L), dosis de adsorbente, y tiempo de contacto (hasta 60 min), encontrando una eficiencia máxima de

remoción del 98,03 % para Cu^{+2} y 94,18 % para Zn^{+2} , a pH óptimos de 6 y 5, respectivamente. Las capacidades máximas de adsorción determinadas por el modelo de Langmuir fueron de 61,73 mg/g para Cu^{+2} y 55,56 mg/g para Zn^{+2} , aunque los datos se ajustaron mejor al modelo de Freundlich ($R^2 > 0,99$) (Bhagat et al, 2022).

Chen et al en el año 2020, investigaron la adsorción de los iones Pb^{+2} y Cu^{+2} desde soluciones acuosas utilizando un biocarbón magnético derivado de cáscara de pomelo (MPPB), preparado mediante un pretratamiento hidrotermal acoplado a pirólisis a 550 °C. El material fue caracterizado por FTIR, SEM, zeta potencial y análisis de magnetización, revelando una superficie rugosa, cargada negativamente y rica en grupos carboxilo e hidroxilo. Los ensayos se realizaron en sistema batch, variando el pH, tiempo de contacto y concentración inicial (hasta 500 mg/L), y demostraron que la adsorción era más eficiente a pH 5 para Pb^{+2} y pH 6 para Cu^{+2} . Las capacidades máximas de adsorción determinadas por el modelo de Langmuir fueron de 205,39 mg/g para Pb^{+2} y 81,91 mg/g para Cu^{+2} (Chen et al., 2020).

Los autores Saadi et al en el año 2023, evaluaron la remoción de Cu^{+2} desde soluciones acuosas mediante un carbón activado derivado de cáscara de granada (PPAC), preparado mediante activación química con H_3PO_4 . El material fue caracterizado por FTIR, SEM, BET, pH_{ZC} presentando una superficie específica de 1597 m^2/g y volumen total de poro de 1,118 cm^3/g , dominado por microporos. Las pruebas de adsorción se realizaron en sistema batch, variando el pH entre 2 y 6 (óptimo = 5,4), temperatura (30–60 °C), concentración inicial (10–90 mg/L) y tamaño de partícula (0,2 a 0,8 mm), con una dosis de 0,1 g por 50 mL. La capacidad máxima de adsorción alcanzada fue de 11,27 mg/g (a 60 °C), y los datos de equilibrio se ajustaron mejor al modelo de Freundlich ($R^2 = 0,99$), indicando una adsorción multicapa sobre una superficie heterogénea (Saadi et al., 2023).

Los autores Brishti et al en el año 2023, evaluaron la remoción de Fe^{+3} desde soluciones acuosas utilizando cáscaras del fruto de Bombax ceiba mediante un proceso batch. El adsorbente fue preparado mediante impregnación con ZnCl_2 y activación térmica a 500 °C, siendo caracterizado por FTIR, SEM y pH de carga cero ($\text{pH}_{\text{ZC}} = 6,7$). Las pruebas experimentales se realizaron variando el pH (2,5–5,5), dosis de adsorbente (0,02–0,1 g), tiempo de contacto (5–40 min) y concentración inicial (25–125 mg/L). Las condiciones óptimas para la remoción fueron pH 3,5, 0,05 g de adsorbente, 25 min de contacto y concentración inicial de 75 mg/L, alcanzando una eficiencia

máxima del 99,1 %. La capacidad de adsorción determinada fue de 37,16 mg/g. El modelo de isoterma que mejor describió el proceso fue el de Temkin ($R^2 = 0,86$), mientras que Langmuir ($R^2 = 0,66$) y Freundlich ($R^2 = 0,79$) presentaron ajustes débiles (Brishti et al., 2023).

Finalmente, en la Tabla 2 se presenta un resumen del Estado del Arte que incluye tipo de adsorbente, adsorbatos, si corresponde a sistema batch o continuo, tipo de activación, pH y capacidades máximas de adsorción en mg/g.

Tabla 2: Resumen Estado del Arte

Autor	Año	Adsorbente	Adsorbatos	Tipo de sistema	Activación	pH	Capacidad de adsorción, mg/g
Chimdessa & Ejeta	2022	Carbón activado de cuesco de palta	Cd ⁺² , Cu ⁺ y Pb ⁺²	Batch	Química (800°C) K ₂ CO ₃ y HCl	7	142,9; 16,1 y 7,9
Boeykens et al	2019	Biomasa de cuesco de palta (NB, AB, AC)	Pb ⁺² y Cr ⁺⁶	Batch	Química (800°C) K ₃ PO ₄	5	26,6 y 65,1
Zhu et al	2016	Carbón activado de cuesco de palta (AAC-MA)	NH ₄ ⁺	Batch	Química (700°C) CH ₄ SO ₃	1 a 9	5,4
Wanja et al	2016	Cuesco de palta	Cd ⁺² , Cu ⁺² y Pb ⁺²	Batch	S/A	2 a 12	271,2; 257,1 y 102
Abdisa & Aseffa	2022	Carbón activado de cuesco de palta	Cd ⁺² , Cu ⁺² y Pb ⁺²	Batch	Química (800°C) K ₂ CO ₃	1 a 9	142,9; 16,13 y 7,9
Romero	2017	Cuesco de palta	Azul de metileno	Batch	S/A	3 a 10	39,3
Du et al.	2018	Fibra de yute modificada	Cu ⁺²	Continuo	Funcionalización (120°C) C ₃ H ₇ NO	5	40,5
Renu et al	2020	Pellets de salvado de trigo modificado	Cu ⁺² , Cr ⁺⁶ y Cd ⁺²	Continuo	Funcionalización (100°C) HCl	6	8,3; 10,4 y 1,8
Mohsen & Ghanim	2024	Carbón de cuesco de dátil	Cu ⁺² y Zn ⁺²	Continuo	Química (500°C) K ₃ PO ₄	7	3,8 y 2,5
Amin et al	2017	Hojas de palma y cáscaras de naranja	Cu ⁺² y Pb ⁺²	Batch y Continuo	Química (25°C) NaOH	5	38,0 y 49,0
Romero et al	2017	Cáscaras de pomelo tratadas	Cu ⁺²	Batch y Continuo	Química (105°C) NaOH	5	52,5
Tariq et al	2019	Polvo de ramas de Ficus religiosa	Cu ⁺²	Continuo	Química (25°C) H ₂ SO ₄ y Na ₂ Si ₃ O ₇	3 a 5	11,8
Hossain et al	2022	Cáscara de arroz modificada	Cu ⁺² , Fe ⁺³ , Mn ⁺² , Pb ⁺² y Zn ⁺²	Continuo	Química (550°C) KOH	3	12,0; 9,5; 1,3; 19,6 y 14,6
Sarkar et al	2022	Carbón de cáscara de coco	Cu ⁺²	Continuo	Química (25°C) NaOH y H ₂ SO ₄	6	30,1
Bhagat et al	2020	Cáscaras de plátano	Cu ⁺² y Zn ⁺²	Batch	S/A	5 y 6	61,7 y 55,6
Chen et al	2020	Biocarbón magnético de cáscara de pomelo	Cu ⁺² y Pb ⁺²	Batch	Química (500°C) Na ₂ CO ₃	5 y 6	205,4 y 81,9
Saadi et al	2023	Carbón de cáscara de granada	Cu ⁺²	Batch	Química (400°C) H ₃ PO ₄	2 a 6	11,3
Brishti et al	2023	Carbón de fruto de Bombax ceiba	Fe ⁺³	Batch	S/A	2,5 a 5,5	37,1

Las investigaciones presentadas demuestran que en los últimos años ha existido un creciente interés en utilizar adsorbentes para la remoción de contaminantes en diversos medios acuosos, esto debido a la posibilidad de utilizar materiales de desecho y contribuir a un modelo de economía circular aprovechando los residuos para generar un producto con un mayor valor agregado.

Los estudios dan cuenta de que es posible utilizar dichos materiales como adsorbente ya sea en un sistema batch o continuo, sin embargo, aún hay mucho que estudiar y como los diferentes parámetros pueden afectar a la adsorción. Es por ello que se plantea investigar la utilización del cuesco de palta para producir carbón y que sea utilizado en una columna de adsorción continua para la remoción de cobre y hierro de un RIL sintético que simula un drenaje ácido de minería.

A diferencia de los estudios analizados, no se han encontrado antecedentes que aborden de manera conjunta este tipo de adsorbente, estos metales específicos y un sistema continuo, lo que posiciona este trabajo como una contribución original dentro del campo de la remediación ambiental con materiales sostenibles como lo es el cuesco de palta

6. METODOLOGÍA Y PROCEDIMIENTO EXPERIMENTAL

6.1. Materiales, equipos y reactivos

6.1.1. Reactivos químicos

- Agua destilada tipo II y III.
- Ácido Clorhídrico HCl (37% v/v) (Winkler, grado analítico, Chile).
- Hidróxido de Sodio NaOH (99% pureza) (Emsure, grado analítico, Alemania).
- KBr (Piktech, grado analítico, Estados Unidos).
- Sulfato de Cobre Pentahidratado $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ (98% pureza) (Greenquim, grado técnico, Chile).
- Sulfato de Hierro (III) $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ (99% pureza) (Greenquim, grado técnico, Chile).
- Sobres de reactivo en polvo de cobre CuVer 1.
- Sobres de reactivo en polvo de hierro TPTZ.

6.1.2. Equipos

- Balanza semi-analítica Radwag PS 1000.R1, Polonia.
- Balanza analítica Bel Engineering M214A, Italia.
- pH-metro Peak T 710-L, Estados Unidos.
- Shaker orbital Faithful FS-70B, China.
- FTIR Jasco 4X, Estados Unidos.
- Bomba de vacío Rocker Chemker 300, China.
- Espectrofotómetro Hach DR 3900, Estados Unidos.
- Estufa Zhicheng modelo ZXRD/ZXFD, China.
- Bomba Peristáltica Masterflex Easy-Load II Modelo 77200-60, España.
- Tamizadora Ortoalera modelo OASS203, España
- Tamiz Ortorlesa N° 45 (355 μm), España
- Tamiz N° 100 (150 μm), España.
- Ultrasonido Elma E120H, Alemania.
- Molino Multiuso Tecnal TE-631/4, Brasil.
- Horno tubular de vacío Siomm SZGL-1200C, China.

6.2. Metodología experimental

6.2.1. Preparación

6.2.1.1. Preparación de materia prima

Se recolectaron los cuescos de palta obtenidos de un local de comida, los cuales fueron lavados con abundante agua de la llave para eliminar cualquier residuo presente en su superficie exterior. Posteriormente, se secaron con papel absorbente y se almacenaron en bolsas ziploc. Con la ayuda de una espátula, se retiró la cáscara que recubre al cuesco, la cual fue descartada como residuo. Luego, los cuescos ya pelados se lavaron nuevamente con agua de la llave y se dejaron escurrir en un colador para eliminar el exceso de agua; una vez escurridos, se trasladaron al mesón para ser rallados. Utilizando un rallador manual y guantes de hilo para mayor seguridad, se procedió a rallar los cuescos, disminuyendo así su tamaño, y se depositaron en una bandeja metálica. El material rallado fue secado en una estufa convectiva (modelo ZXRD/ZXFD, marca Zhiencheng, China) durante 24 horas a una temperatura de 70 °C, y luego almacenado en una bolsa plástica sellada y rotulada (Arévalo, 2023). Posteriormente, los cuescos ya secos fueron retirados de la bolsa y triturados utilizando el molino multiuso (modelo TE-631/4, marca Tecnal, Brasil). El tiempo de operación se determinó experimentalmente mediante intervalos iniciales de 10 segundos, seguidos de tamizado, para establecer el tiempo necesario que permita alcanzar el tamaño de partícula deseado; en base a estas pruebas iniciales, se evaluó la necesidad de aumentar los intervalos. Una vez molido, el material fue tamizado para obtener una fracción de tamaño de partícula comprendido entre 355 μm y 150 μm , utilizando los tamices N.º 45 y N.º 100 con la tamizadora (modelo OASS203, marca Ortolesa, España) (Giachino, 2019), operada durante 10 minutos. Las fracciones que no se encontraban dentro del rango especificado fueron descartadas. Finalmente, la materia prima obtenida fue almacenada en una bolsa plástica sellada y etiquetada con la fecha correspondiente.

Limpieza de tamices:

Para la limpieza de los tamices, se desmontaron cuidadosamente de la tamizadora, manipulando cada uno con precaución para evitar cualquier daño. Se eliminaron los residuos grandes o partículas visibles utilizando una brocha suave. Se procedió a llenar el tanque del ultrasonido (modelo E120H, marca Elma, Alemania) con agua destilada tipo II, ajustando la temperatura de este a 40 °C. Una vez alcanzada la temperatura deseada, se introdujeron los tamices en el equipo y se dejaron durante 30 minutos. Finalizado este tiempo, se retiraron los tamices y se secaron utilizando un soplete de

aire comprimido, verificando que no quedaran residuos adheridos. En caso de detectar residuos, se repitió el procedimiento.

6.2.1.2. Carbonización

Se tararon dos crisoles y se añadió la materia prima recolectada en cada uno, asegurándose de dejar una holgura de al menos 2 mm con respecto al borde superior. Luego, se masaron los crisoles con la materia prima incorporada en la balanza analítica (modelo M214A, marca Bel Engineering, Italia). Una vez preparados, fueron introducidos en el horno tubular de vacío (modelo SZGL-1200C, marca Siomm, China), asegurándose de que este quedara correctamente cerrado. 15 minutos antes de iniciar la operación, se dio paso al flujo de nitrógeno, ajustándolo a 0,5 NL/min, y se verificó que la válvula de salida de gases permaneciera abierta (Muluh, 2017). Posteriormente, se programó el horno para alcanzar una temperatura de 600 °C con una rampa de calentamiento de 10 °C por minuto, con una rampa intermedia de 10 min a 300 °C, una vez alcanzado el set point, se mantuvo la temperatura durante 60 minutos para llevar a cabo la carbonización (González, 2017). Finalizado este proceso, se esperó a que la temperatura del horno descendiera por debajo de los 80 °C para garantizar una manipulación segura. Luego, se cerró la línea de flujo de nitrógeno y, utilizando guantes térmicos, se abrió el horno para retirar las muestras. El carbón obtenido se dejó enfriar en un desecador y posteriormente se masó. Finalmente, la muestra se almacenó y etiquetó en un recipiente hermético, para ser posteriormente tamizada y donde se alcanzó un tamaño de partícula entre 355 μm y 150 μm . Para concluir, se procedió a limpiar el horno con acetona para eliminar restos de aceite o suciedades presentes.

Finalmente, en la Figura 9 se presenta un diagrama general con el paso a paso que describe desde la recolección del cuesco de palta como materia prima hasta la obtención del carbón:

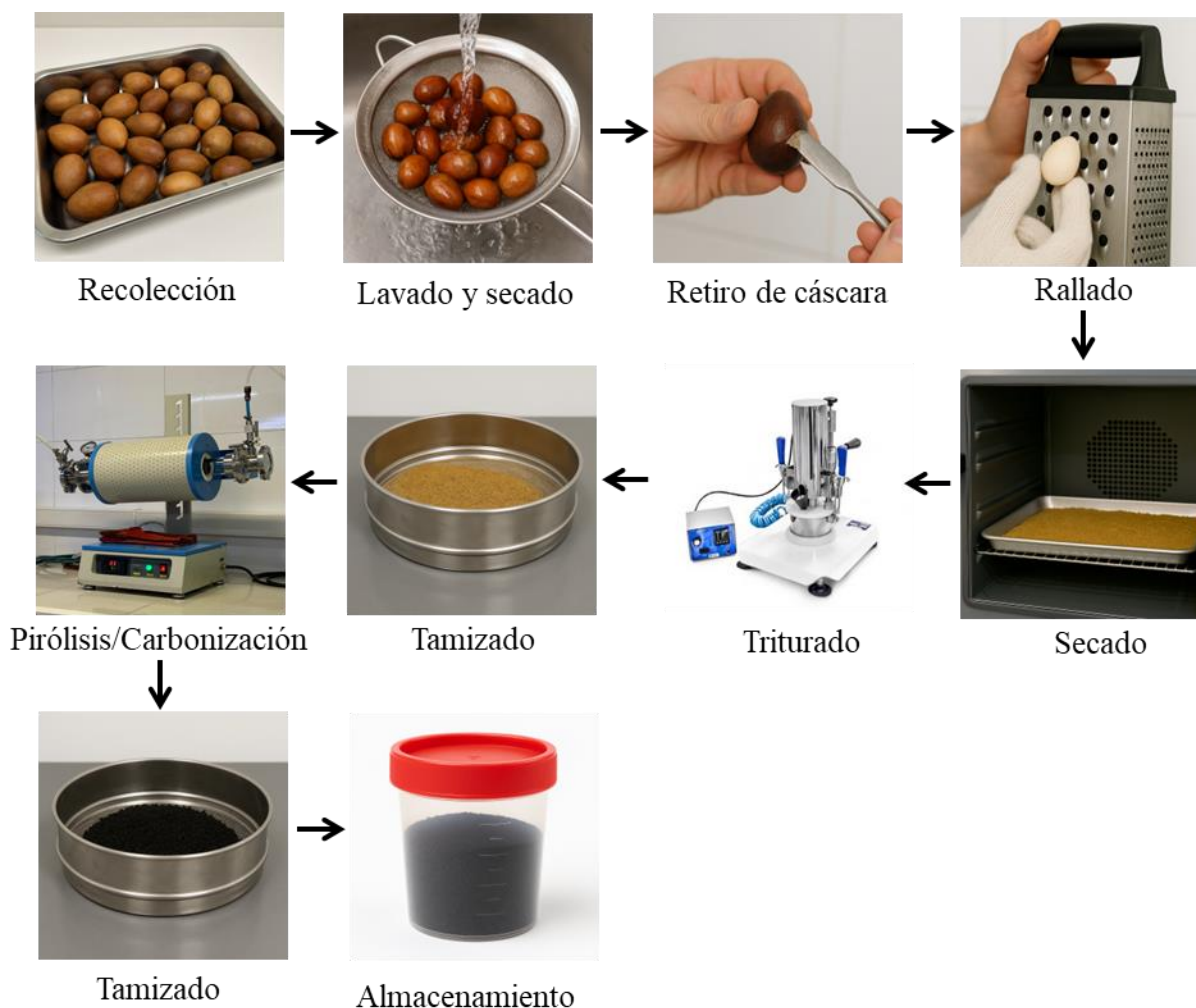


Figura 9: Diagrama para obtención de carbón de cuesco de palta (elaboración propia).

6.2.1.3. Preparación del RIL sintético

En un recipiente plástico de 5 L se agregan las cantidades necesarias de $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ y $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ para la preparación de los diferentes RILes sintéticos, de acuerdo con la Tabla 3.

Posteriormente, se incorporaron 5 L de agua destilada tipo II y se agitó la mezcla con una varilla de vidrio hasta disolver completamente los reactivos. Luego, se ajustó el pH de la solución a un valor de 3 o 4, añadiendo cuidadosamente soluciones de NaOH o HCl en concentraciones de 0,1; 1; 3; 5 o 10 M, utilizando una pipeta y midiendo con un pH-metro (modelo T 710-L, marca Peak, Estados Unidos) hasta alcanzar un valor de 3 o 4 dependiendo del experimento. Finalmente, la solución fue almacenada en un bidón de 5 litros con tapa para su posterior utilización.

Tabla 3: Cantidad requerida de reactivos.

Experimento	Concentración	Masa
1	Cobre: 20 mg/L	CuSO ₄ ·5H ₂ O: 0,401 g
	Hierro: 25 mg/L	Fe ₂ (SO ₄) ₃ : 0,452 g
2	Cobre: 20 mg/L	CuSO ₄ ·5H ₂ O: 0,401 g
3	Cobre: 20 mg/L	CuSO ₄ ·5H ₂ O: 0,401 g
4	Cobre: 20 mg/L	CuSO ₄ ·5H ₂ O: 0,401 g
	Hierro: 25 mg/L	Fe ₂ (SO ₄) ₃ : 0,452 g
5	Cobre: 20 mg/L	CuSO ₄ ·5H ₂ O: 0,401 g
6	Cobre: 20 mg/L	CuSO ₄ ·5H ₂ O: 0,401 g

6.2.1.4. Calibración de bomba peristáltica

Se instaló la bomba peristáltica (modelo Easy Load II 77200-60, marca Masterflex, España), ajustando una manguera según el diámetro de manguera permitido por el equipo. Una vez instalada, se encendió la bomba y se procedió a cuantificar el volumen de agua para distintos valores de velocidad de la bomba, utilizando el método de aforo volumétrico. Para ello, se utilizó una probeta graduada acorde al volumen requerido y se midió el tiempo con un cronómetro. Se realizaron al menos 10 mediciones correspondientes a diferentes velocidades de operación, comenzando desde el valor mínimo hasta alcanzar el máximo permitido por el equipo.

6.2.2. Caracterización del adsorbente

6.2.2.1. pH carga cero (Amaringo & Hormaza, 2013):

Se añadieron 50 mL de agua destilada tipo II, previamente medidos en una probeta de 50 mL, a matraces Erlenmeyer de 100 mL. Este procedimiento se repitió en un total de 12 matraces. Posteriormente, se ajustó el pH de cada muestra en un rango de 2 a 13, añadiendo gotas de soluciones de NaOH o HCl con una pipeta, midiendo continuamente el pH hasta alcanzar el valor deseado con el pH-metro (modelo T 710-L, marca Peak, Estados Unidos). Se masaron 0,25 g de

carbón de cuesco de palta utilizando la balanza analítica (modelo M214A, marca Bel Engineering, Italia) y se depositaron en los matraces. Las muestras fueron colocadas en el shaker orbital (modelo FS-70B, marca Faithful, China), el cual se configuró para operar a 120 rpm durante 24 horas. Transcurrido ese tiempo, se retiraron las muestras del equipo y se midió nuevamente el pH en cada matraz. Las mediciones fueron realizadas en duplicado.

6.2.2.2. FTIR

Se masaron 25 mg de carbón de cuesco de palta utilizando la balanza analítica (modelo M214A, marca Bel Engineering, Italia) y un vidrio reloj. Luego, se masaron 100 mg de KBr seco (Piketech, grado analítico, Chile) y el ambos fueron incorporados en un mortero. Los compuestos fueron molidos hasta obtener una mezcla completamente homogénea. Esta mezcla se introdujo en una prensa hidráulica, donde se aplicó una presión de 2,5 toneladas durante 2 minutos. Finalizado el tiempo, se liberó la presión de forma lenta y se retiró la pastilla formada. La muestra obtenida fue colocada en el espectrofotómetro (modelo 4X, marca Jasco, Estados Unidos), ajustando el rango de medición entre 400 y 4000 cm^{-1} con una resolución de 4 cm^{-1} . Finalmente, se realizó el análisis siguiendo el procedimiento del software indicado por el fabricante.

6.2.3. Isotermas y cinéticas de adsorción

6.2.3.1. Isotermas de adsorción (Arévalo, 2023; Morandé, 2017):

En matraces Erlenmeyer de 100 mL se añadieron las cantidades requeridas de Sulfato de Cobre Pentahidratado ($\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$) y Sulfato de Hierro (III) ($\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$) (Greenquim, grado técnico, Chile) según lo indicado en la Tabla 4. Posteriormente, se incorporaron 50 mL de agua destilada tipo II a cada matraz. Se ajustó el pH de las soluciones a un valor de 3 mediante la adición controlada de soluciones de NaOH o HCl en concentraciones de 0,1; 1; 3; 5 o 10 M, utilizando una pipeta y monitoreando con el pH-metro (modelo T 710-L, marca Peak, Estados Unidos) hasta alcanzar el valor deseado. A continuación, se masaron 0,25 g de carbón de cuesco de palta, los cuales fueron añadidos a cada uno de los matraces. Las muestras fueron colocadas en el shaker orbital (modelo FS-70B, marca Faithful, China), configurado para operar a 120 rpm durante un tiempo de contacto de 120 minutos. Finalizado el tiempo de agitación, se procedió a filtrar las muestras utilizando papel filtro de nitrato de celulosa de 0,45 μm (marca Sartorius, Alemania) y la bomba de vacío y el filtrado fue almacenado en vasos plásticos de orina de 50 mL. Finalmente, se recolectaron las muestras y se analizaron en el espectrofotómetro (modelo DR3900, marca Hach,

Estados Unidos), empleando el método 8506 para la medición de cobre y el método 8112 para la medición de hierro, según lo descrito en los Anexos C y D (Hach, 2024).

Tabla 4: Cantidad de reactivos requerida para diferentes concentraciones de metales.

	10	20	30	40	50	60
	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
Masa requerida, g CuSO ₄ ·5H ₂ O	0,0020	0,0040	0,0060	0,0080	0,0100	0,0120
Masa requerida, g Fe ₂ (SO ₄) ₃	0,0018	0,0036	0,0036	0,0072	0,0090	0,0108

La cantidad de masa requerida para cada concentración fue determinada como:

$$m_{CuSO_4 \cdot 5H_2O} = \frac{C \cdot V \cdot PM_{CuSO_4 \cdot 5H_2O}}{PM_{Cu^{+2}} \cdot 0,98} \quad (11)$$

$$m_{Fe_2(SO_4)_3} = \frac{C \cdot V \cdot PM_{Fe_2(SO_4)_3}}{2 \cdot PM_{Fe^{+3}} \cdot 0,99} \quad (12)$$

Donde, C corresponde a la concentración requerida en mg/L, V al volumen de la solución y PM al peso molecular de cada compuesto o metal.

Se realizaron isotermas para 3 casos diferentes: solución solo con CuSO₄·5H₂O, solución solo con Fe₂(SO₄)₃, y finalmente solución multicomponente con ambos compuestos, todo esto en duplicado.

Para la obtención de los parámetros de isotermas se realiza un ajuste no lineal por mínimos cuadrados con el método de resolución GRG Nonlinear de la herramienta Solver de Excel, lo cual permitirá encontrar los parámetros minimizando la suma de errores cuadrados entre los datos experimentales y del modelo.

6.2.3.2. Cinéticas de adsorción (Arévalo, 2023; Morandé, 2017):

Se prepararon soluciones de 20 mg/L de Cu⁺² y 25 mg/L de Fe⁺³ utilizando Sulfato de Cobre Pentahidratado (CuSO₄·5H₂O) y Sulfato de Hierro (III) (Fe₂(SO₄)₃) respectivamente, de acuerdo con las masas indicadas en la Tabla 5. A cada matraz Erlenmeyer de 100 mL se añadieron 50 mL de la solución preparada. Luego, se ajustó el pH de las muestras a un valor de 3 mediante la adición controlada de soluciones de NaOH o HCl en concentraciones de 0,1; 1; 3; 5 o 10 M, utilizando una pipeta y midiendo con el pH-metro (modelo T 710-L, marca Peak, Estados Unidos) hasta alcanzar el valor deseado. Una vez estabilizado el pH, se masaron 0,25 g de carbón de cuesco de palta y se

añadieron a cada matraz. Las muestras fueron colocadas en el shaker orbital configurado para operar a 120 rpm, y se retiraron matraces a los tiempos de 5, 10, 15, 20, 40, 60, 120, 180 y 240 minutos. Cada una de las muestras fue filtrada utilizando papel filtro de nitrato de celulosa de 0,45 μm y la bomba de vacío (modelo Chemker 300, marca Rocker, China), el filtrado se almacenó en vasos plásticos de orina de 50 mL. Finalmente, las muestras recolectadas fueron analizadas en el espectrofotómetro (modelo DR3900, marca Hach, Estados Unidos), aplicando el método 8506 para la medición de cobre y el método 8112 para la medición de hierro, según lo descrito en los Anexos C y D (Hach, 2024).

Tabla 5: Cantidad de reactivos requerida para diferentes concentraciones de metales.

Reactivo	Masa requerida, g	Concentración, mg/L
$\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$	0,0040	20 mg/L Cu^{+2}
$\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$	0,0045	25 mg/L Fe^{+3}

Se realizaron cinéticas para 3 casos diferentes: solución solo con $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$, solución solo con $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$, y finalmente solución multicomponente con ambos compuestos, todo esto en duplicado.

Finalmente, se presenta en la Figura 10 un esquema del procedimiento para el proceso de obtención de isothermas y cinéticas de adsorción.

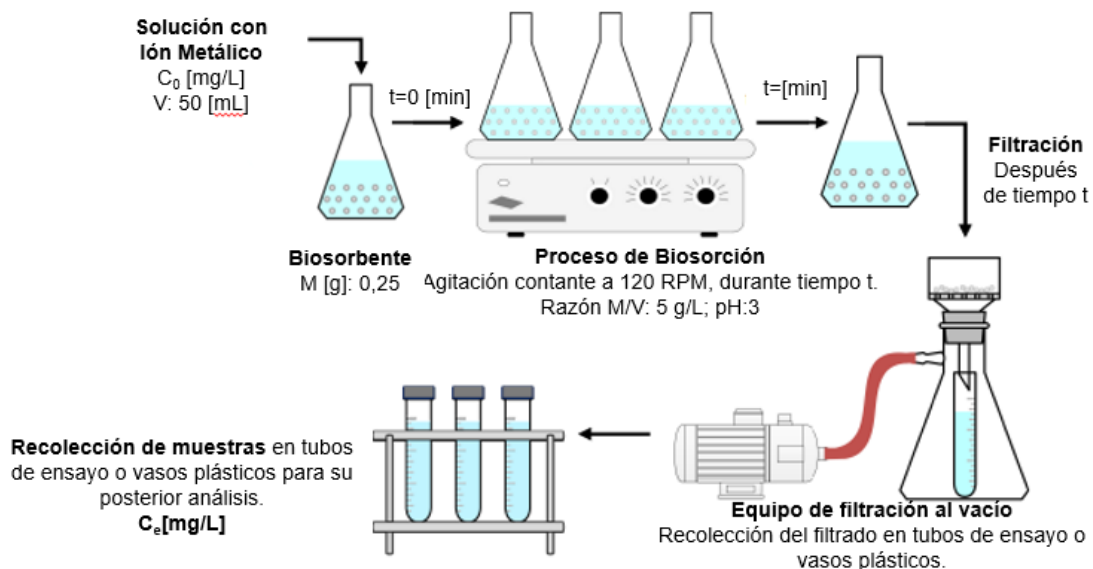


Figura 10: Esquema general del procedimiento de obtención de isothermas y cinéticas, adaptado de (Arévalo, 2023).

Los parámetros del modelo cinético se obtienen a partir de un ajuste no lineal por mínimos cuadrados con el método de resolución GRG Nonlinear de la herramienta Solver de Excel.

6.2.4. Adsorción columnar

6.2.4.1. Curvas de ruptura (Giachino, 2019):

Se instaló la columna en un soporte fijo y en posición vertical utilizando pinzas regulables; la columna utilizada posee un diámetro interno de 2,5 cm. En el fondo de la columna se colocó un trozo de algodón que sirvió como soporte para el carbón. A continuación, se añadió cuarzo y arena de sílice formando capas de 2 cm de altura para cada componente, siguiendo el orden indicado en la Figura 11. Luego, se agregó la cantidad de carbón necesaria para formar lechos de 2 cm y 4 cm de altura (2,3 g y 4,6 g, respectivamente). Posteriormente, se añadió agua destilada tipo II a la columna para eliminar posibles burbujas de aire y asegurar una buena compactación entre el carbón y el algodón. Al inicio de cada experimento, se mantuvieron 3 cm de agua por encima del lecho para operar la columna bajo condiciones de inundación, asegurando así un contacto completo entre el RIL y el lecho, evitando la formación de caminos preferenciales. La columna fue alimentada por la parte superior con el RIL sintético previamente preparado, utilizando la bomba peristáltica (modelo Easy Loas II 77200-60, marca Masterflex, España), y las muestras fueron recolectadas por la parte inferior. Una vez encendida la bomba y configurada para operar con un flujo constante de 15 mL/min, se procedió a recolectar muestras en diferentes intervalos de tiempo: durante los primeros 10 minutos, cada 2 minutos; entre el minuto 10 y 30, cada 4 minutos; entre el minuto 30 y 60, cada 10 minutos; luego en el minuto 90 y posteriormente cada 60 minutos hasta completar un total de 4 horas de operación. Finalmente, todas las muestras recolectadas fueron analizadas en el espectrofotómetro (modelo DR3900, marca Hach, Estados Unidos), utilizando el método 8506 para la determinación de cobre y el método 8112 para hierro, según lo detallado en los Anexos C y D (Hach, 2024).

A continuación, se presenta un diagrama con el montaje de la columna de adsorción:

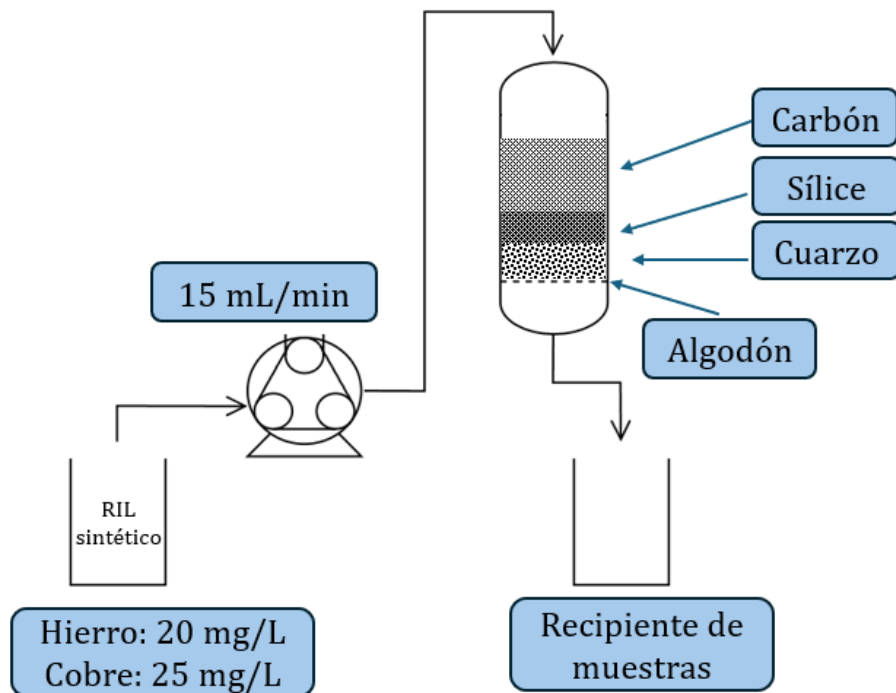


Figura 11: Esquema de montaje experimental de columna de adsorción (elaboración propia).

Finalmente, en la Tabla 6 se presentan las variables y parámetros de operación para la columna de adsorción, cabe destacar que se pretende evaluar el efecto del pH y la altura del lecho para determinar las diferentes capacidades de remoción de cobre y hierro para diferentes condiciones de operación.

Tabla 6: Variables y parámetros de operación de columna de adsorción.

Variables	Parámetros
Independientes	pH RIL sintético: pH 3 y pH 4.
	Altura del lecho: 2 cm y 4 cm.
Dependientes	Concentración de salida de metales.
Controladas	Tamaño de partícula: 150 – 355 μm .
	Flujo de RIL sintético: 15 mL/min.
	Concentración: Cu^{+2} 20 mg/L y Fe^{+3} 25 mg/L.

Para cumplir con la variación de pH y altura del lecho se pretenden realizar 6 experimentos de manera independiente resumidos en la Tabla 7:

Tabla 7: Experimentos a realizar en columna de adsorción.

Experimento	pH	Altura de lecho [cm]	Concentración
1	3	2	Cobre: 20 mg/L Hierro: 25 mg/L
2	3	2	Cobre: 20 mg/L
3	4	2	Cobre: 20 mg/L
4	3	4	Cobre: 20 mg/L Hierro: 25 mg/L
5	3	4	Cobre: 20 mg/L
6	4	4	Cobre: 20 mg/L

7. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

7.1.1. Caracterización del adsorbente

7.1.1.1. pH carga cero

A partir de las Figuras 12 y 13 se obtuvo el punto de carga cero (pH_{ZC}), para el cuesco de palta y el carbón, obteniendo valores de 5,7 y 4,8 respectivamente. Esta prueba de caracterización permite comprender el comportamiento entre la superficie de los materiales y la capacidad de adsorción a diferentes pH. Es el pH al cual la superficie del carbón de cuesco de palta tiene carga neta cero. En este punto, el material no atrae ni cationes ni aniones. Por ende:

- Si el $pH > pH_{ZC}$, superficie cargada negativamente, atrae especies catiónicas
- Si el $pH < pH_{ZC}$, superficie cargada positivamente, atrae especies aniónicas.

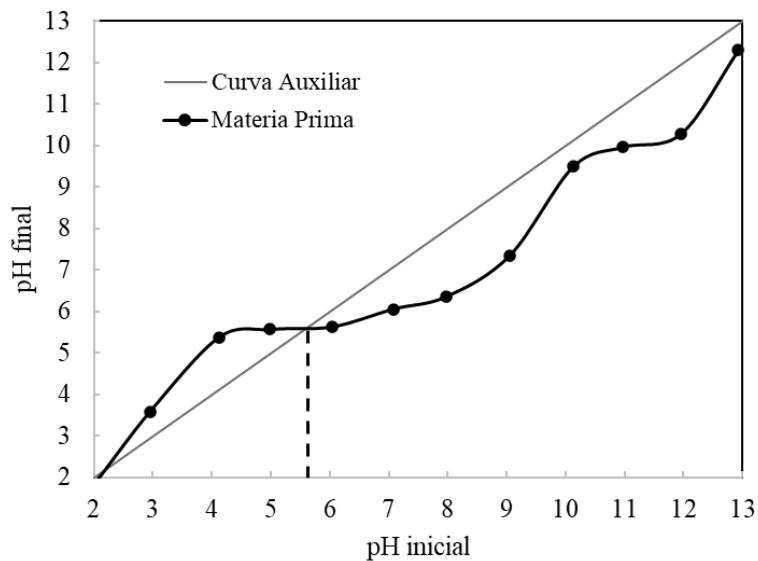


Figura 12: pH_{ZC} de cuesco de palta.

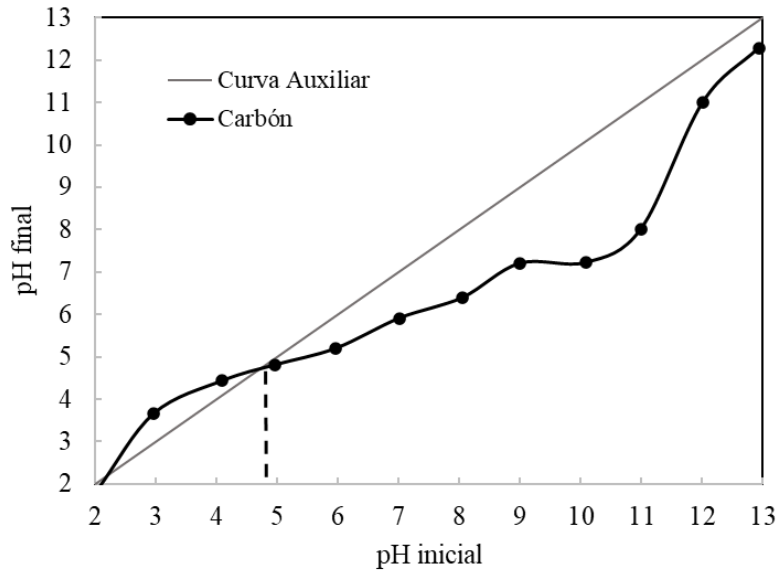


Figura 13: pH_{ZC} de carbón de cuesco de palta.

Para el cuesco de palta se obtuvo un punto de carga cero de 5,7. Como el objetivo de la investigación es la remoción de metales pesados de DAM, específicamente Cu^{+2} y Fe^{+3} con un pH 3 y 4, la superficie del carbón tendrá carga positiva en dicho rango de pH. Esto no es favorable para atraer cationes de Cu^{+2} y Fe^{+3} , ya que se requieren cargas negativas en la superficie y por ende el desempeño de la adsorción del cuesco de palta sin carbonizar se vería limitado.

Por otra parte, el punto de carga cero obtenido para el carbón fue de 4,8. Esto se explica debido a que en el proceso de carbonización o pirólisis existe un cambio en la estructura del material donde se ve favorecida la formación de estructuras carbonáceas más estables, un aumento en la porosidad y área superficial del material mejorando así la capacidad de adsorción del material. Este cambio en la estructura permite que el carbón adquiriera una carga negativa a valores de pH más bajos que el material original, es decir, el cuesco de palta sin tratamiento. Esto permite trabajar en un rango más amplio de pH mejorando el desempeño en medios más ácidos como lo puede ser el RIL sintético a tratar, sin embargo, aún existen limitaciones al trabajar con un pH por debajo del pH_{ZC} . Como se mencionó anteriormente, ambos materiales presentan limitaciones para la adsorción de cationes, sin embargo, el carbón pirolizado muestra un desempeño más favorable, especialmente en pH 4, donde ya se aproxima a su punto de carga cero y comienza a desarrollar una carga negativa útil para la retención de metales.

Para poder aumentar la eficiencia para atraer cationes en el rango de pH planteado es necesario disminuir el pH_{ZC} del carbón, para ello existen diversas formas como la activación química del carbón, utilizando agentes químicos (HCl , HNO_3 , H_2SO_4) y un tratamiento térmico para aumentar su porosidad y modificar sus propiedades de superficie. Este método es efectivo para crear más sitios activos y grupos funcionales en la superficie del carbón y al mismo tiempo permite reducir el punto de pH de carga cero del carbón.

Los valores de pH de carga cero obtenidos experimentalmente para el cuesco de palta crudo (5,7) y su carbón pirolizado (4,8) son consistentes con los reportados en la literatura para materiales de origen similar. Chimdessa y Ejeta (2022) reportaron un pH_{ZC} de aproximadamente 6,5 para carbón activado a partir de cuesco de palta tratado químicamente, mientras que Brishti et al. (2023) informaron un valor de 6,7 para carbón activado derivado de cáscaras del fruto Bombax ceiba. En base a estos resultados, el carbón obtenido sin activación en el presente estudio mostró un pH_{ZC} levemente más bajo, lo que es coherente con su menor grado de funcionalización superficial.

7.1.1.2. FTIR

Se realizó un estudio acerca de los grupos funcionales presentes tanto en el cuesco de palta y el carbón obtenido a partir del cuesco de palta para así poder identificar posibles interacciones entre los grupos funcionales del carbón y los cationes metálicos que se buscan remover.

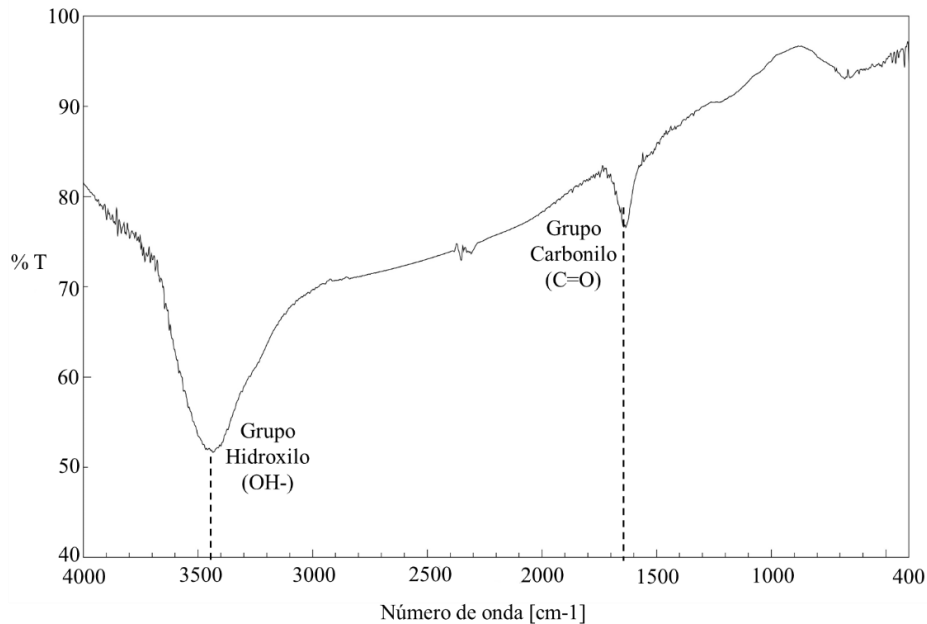


Figura 14: FTIR del cuesco de palta.

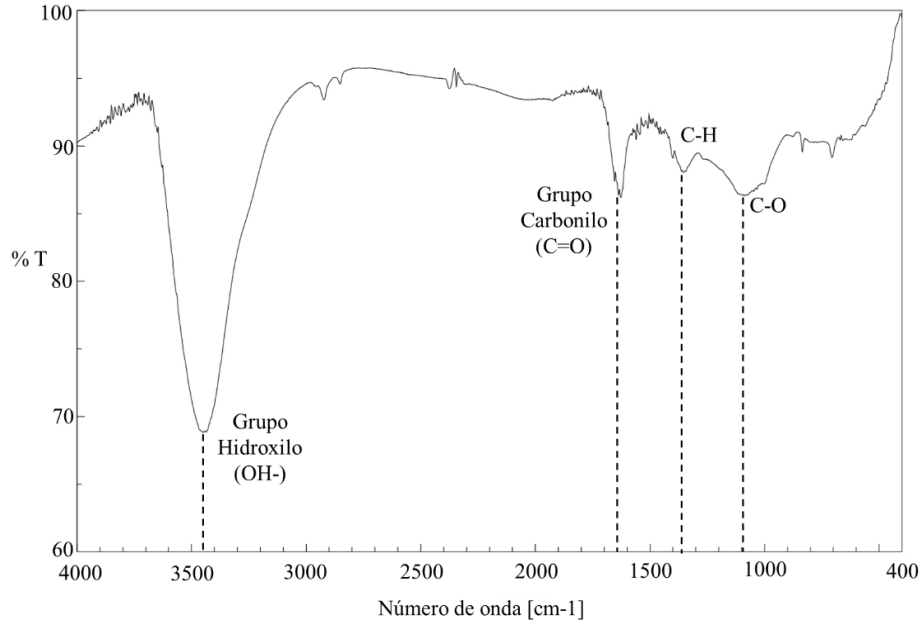


Figura 15: FTIR del carbón de cuesco de palta.

A partir del espectro FTIR, se identificaron los grupos hidroxilo y carbonilo para el cuesco de palta, mientras que para el carbón el grupo hidroxilo, carbonilo, C-H y C-O.

El proceso de pirólisis/carbonización modifica la superficie del cuesco de palta, reduciendo los grupos funcionales más volátiles y generando nuevos grupos funcionales más estables, este proceso permite generar una mayor estabilidad al material y una estructura más carbonosa. En las Figuras 14 y 15 se observa que se conservaron los sitios oxigenados como lo son el grupo hidroxilo y carbonilo, los cuales van a interactuar con los iones metálicos Cu^{+2} y Fe^{+3} .

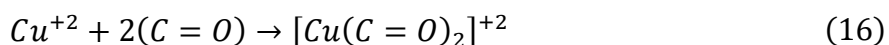
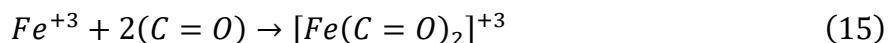
Los oxígenos en los grupos hidroxilo tienen pares de electrones no compartidos que pueden donar al ion metálico, este se coordina con uno o más oxígenos de los grupos hidroxilo, formando un complejo de coordinación.

Posibles interacciones con grupos hidroxilos:



Los oxígenos en los grupos carbonilo (de aldehídos, cetonas o ácidos carboxílicos) tienen pares de electrones no compartidos que pueden donar al ion metálico, este se coordina con los oxígenos de los grupos carbonilo, formando complejos estables.

Posibles interacciones con grupos carbonilos:



Los iones metálicos Cu^{+2} y Fe^{+3} se coordinan con los grupos funcionales del carbón de cuesco de palta formando enlaces coordinados (un tipo de enlace covalente) a través de la donación de pares de electrones no compartidos de los átomos de oxígeno en los grupos hidroxilo y carbonilo.

Como el objetivo del estudio es la remoción de metales de un RIL sintético con un pH ácido 3-4, a partir de los resultados de caracterización se puede decir que la superficie del carbón de cuesco de palta, cuyo pH de carga cero es 4,8, presenta una carga neta positiva en el rango de pH trabajado, lo que reduce la atracción electrostática hacia los cationes metálicos positivos, sin embargo, esto se puede contrarrestar con las posibles interacciones de los grupos funcionales identificados como lo son el grupo carbonilo e hidroxilo mediante la formación de complejos de coordinación con los metales.

Los resultados del análisis FTIR realizados al carbón obtenido a partir de cuesco de palta evidenciaron la presencia de grupos funcionales oxigenados como hidroxilos ($-OH$), carbonilos ($C=O$), enlaces $C-H$ y $C-O$. Estos resultados son consistentes con los presentados en la sección 4.1.1, específicamente con el espectro mostrado en la Figura 4, de los autores Dunoyer et al. (2023), donde también se identifican bandas en torno a 3400 cm^{-1} y 1600 cm^{-1} correspondientes a grupos hidroxilo y $C=C$, respectivamente. Sin embargo, en el presente estudio se observaron bandas adicionales asociadas a enlaces $C-H$ y $C-O$, lo que indica una superficie funcionalmente más diversa tras el proceso de pirólisis. Estas diferencias pueden deberse a variaciones en las condiciones de carbonización, ausencia de activación química o incluso diferencias en la materia prima utilizada.

7.1.2. Isotermas y cinéticas de adsorción

7.1.2.1. Isotermas de adsorción

A continuación, se presentan los resultados para los estudios de isotermas de adsorción, cabe recalcar que se determinaron isotermas para 3 casos diferentes: isoterma con RIL solo de Cu^{+2} , isoterma con RIL solo de Fe^{+3} e isoterma con RIL de Cu^{+2} y Fe^{+3} .

En primer lugar, se determinaron los parámetros de los modelos de Langmuir y Freundlich para los RILes con un solo componente obteniendo los resultados de la Tabla 8 y 9:

Tabla 8: Parámetros de isotermas con RIL solo de Cu^{+2} .

Isoterma	Parámetro	Valor	SSE	R^2
Langmuir	$q_{max} [mg/g]$	6,43	0,28	0,97
	$k_L [L/g]$	0,09		
Freundlich	$k_F [(mg/g)(L/mg)^{1/n}]$	1,06	0,02	1,00
	$n [-]$	2,26		

Tabla 9: Parámetros de isotermas con RIL solo de Fe^{+3} .

Isoterma	Parámetro	Valor	SSE	R^2
Langmuir	$q_{max} [mg/g]$	5,85	0,29	0,97
	$k_L [L/g]$	0,49		
Freundlich	$k_F [(mg/g)(L/mg)^{1/n}]$	2,42	0,02	0,97
	$n [-]$	3,84		

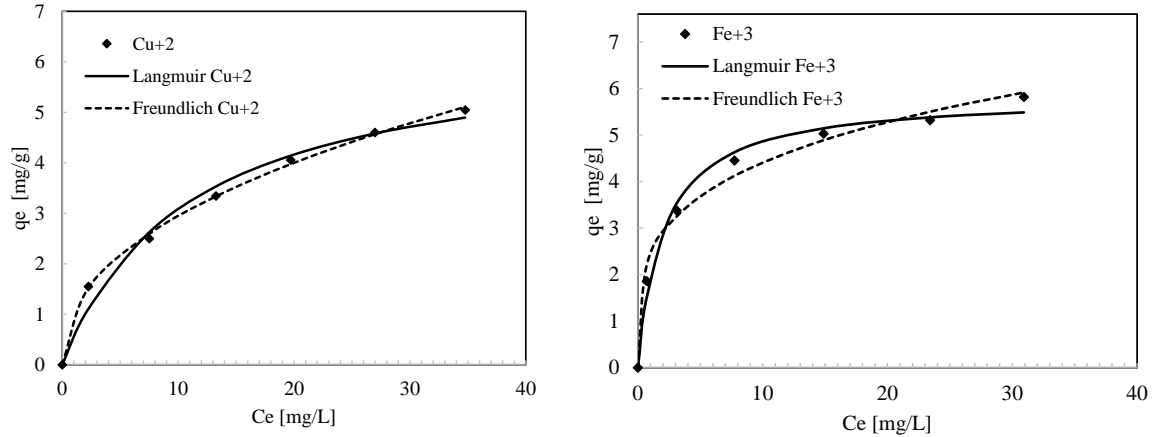


Figura 16: Isothermas de RIL solo con Cu^{+2} y solo con Fe^{+3} .

A partir de los resultados obtenidos en la Figura 15 para las isothermas de adsorción del ion Cu^{+2} , se evaluaron dos modelos de adsorción: Langmuir y Freundlich. El modelo de Langmuir, que asume una monocapa de adsorción sobre una superficie homogénea, indicó una capacidad máxima de adsorción q_{max} de 6,43 mg/g y una constante de afinidad k_L de 0,09 L/g. El coeficiente de determinación R^2 fue de 0,97, lo que indica un buen ajuste general y un error cuadrático residual (SSE) alcanzó un valor de 0,28. Este es más alto, en comparación con Freundlich, lo que indica que en algún punto no se ajustaron bien los datos.

Por otro lado, el modelo de Freundlich, utilizado en superficies heterogéneas presentó un buen ajuste prácticamente en todos los datos. Este modelo predijo un valor de k_F de 1,06 $(\text{mg/g})(\text{L/mg})^{1/n}$ y un coeficiente n de 2,26. El coeficiente de determinación fue R^2 fue de 1,00, mientras que el SSE fue apenas 0,02, lo que refleja una excelente correlación entre los valores experimentales y los del modelo.

Al igual que para el sistema de Cu^{+2} , se evaluaron los modelos de isothermas de adsorción con Langmuir y Freundlich para el sistema exclusivamente con Fe^{+3} . El modelo de Langmuir indicó una capacidad máxima de adsorción q_{max} de 5,85 mg/g y una constante de afinidad k_L de 0,49 L/g. El coeficiente de determinación R^2 fue de 0,97 y un error cuadrático residual de 0,29. Por otra parte el modelo de Freundlich, indicó un valor para sus constantes de k_F de 2,42 $(\text{mg/g})(\text{L/mg})^{1/n}$ y un coeficiente n de 3,84. El coeficiente de determinación fue R^2 fue de 0,97, mientras que el SSE fue de 0,02.

El modelo que mejor representa el comportamiento de adsorción del ion Cu^{+2} y Fe^{+3} es el modelo de Freundlich. Su bajo valor de error cuadrático y el ajuste observado en el coeficiente R^2 , así como en la representación gráfica, confirman que este modelo describe adecuadamente la adsorción sobre una superficie heterogénea.

Por otra parte, se analizó el comportamiento de las isotermas utilizando un RIL con ambos metales, esto con el objetivo de poder determinar algún tipo de competencia entre los iones, los resultados obtenidos se encuentran en la Tabla 10:

Tabla 10: Parámetros de isotermas con RIL de Cu^{+2} y Fe^{+3} .

	Isoterma	Parámetro	Valor	SSE	R^2
Cu^{+2}	Langmuir	$q_{max}[\text{mg/g}]$	5,46	0,52	0,92
		$k_L[\text{L/g}]$	0,08		
Cu^{+2}	Freundlich	$k_F [(\text{mg/g})(\text{L/mg})^{1/n}]$	0,82	0,32	0,95
		$n [-]$	2,17		
Fe^{+3}	Langmuir	$q_{max}[\text{mg/g}]$	3,39	1,19	0,62
		$k_L[\text{L/g}]$	0,68		
Fe^{+3}	Freundlich	$k_F [(\text{mg/g})(\text{L/mg})^{1/n}]$	1,46	0,32	0,90
		$n [-]$	4,06		

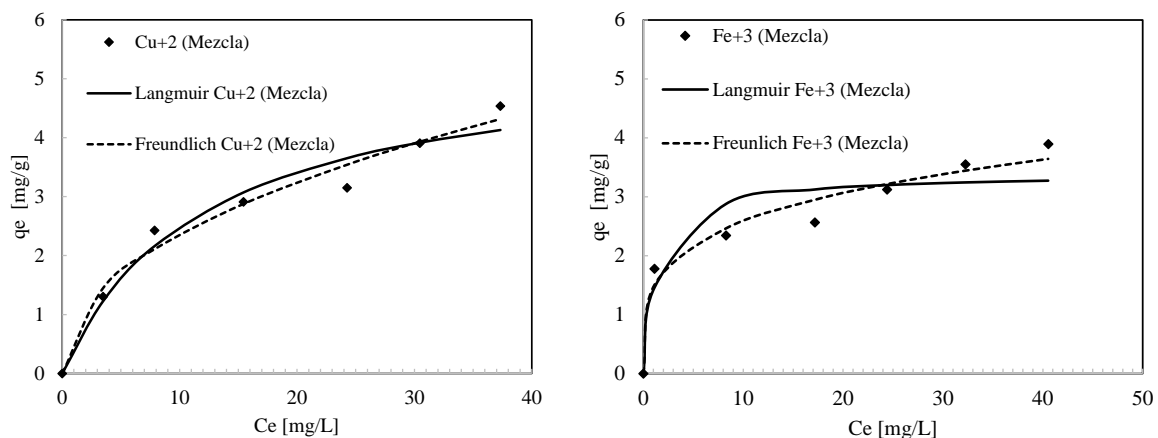


Figura 17: Isotermas del Cu^{+2} y Fe^{+3} en RIL multicomponente.

A partir de los datos obtenidos por los ajustes de la isoterma para el RIL binario de Cu^{+2} y Fe^{+3} , se observa que el modelo de Freundlich se sigue ajustando de mejor manera a los datos experimentales que el modelo de Langmuir, como se observa en la Figura 17. En todos los casos Freundlich obtuvo un mayor coeficiente R^2 y un menor error cuadrático residual, esto implica que el modelo describe de manera adecuada el fenómeno de adsorción.

A continuación, en la Figura 18, se presenta una comparación entre las isotermas de adsorción de los iones Cu^{+2} y Fe^{+3} en dos condiciones: por separado (RIL con un solo ion metálico) y en una mezcla binaria (RIL con Cu^{+2} y Fe^{+3} simultáneamente). Esto permite evaluar el efecto de la competencia iónica sobre la capacidad de adsorción del RIL, un fenómeno relevante en sistemas reales donde múltiples contaminantes coexisten de manera simultánea:

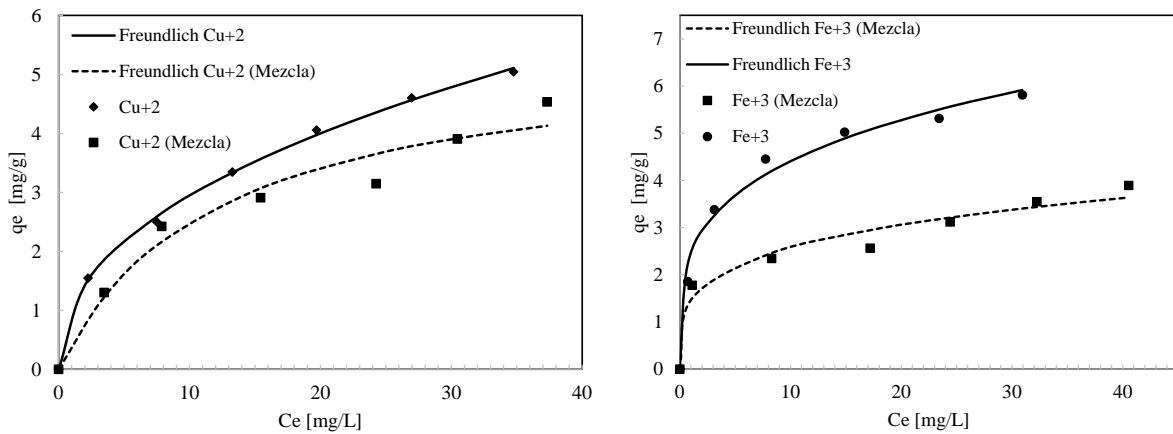


Figura 18: Comparación de isotermas de Cu^{+2} y Fe^{+3} .

En el caso del Cu^{+2} , se observa que la capacidad de adsorción disminuye cuando está presente junto con Fe^{+3} . Mientras que en el RIL solo con Cu^{+2} se alcanza una adsorción de aproximadamente 6,43 mg/g a altas concentraciones, en el RIL (mezcla binaria de Cu^{+2} y Fe^{+3}) la curva experimental cae por debajo, alcanzando solo alrededor de 5,46 mg/g en condiciones similares. Esto equivale a una disminución en la capacidad de adsorción cercana al 15%. Esta disminución indica una competencia por los sitios activos del adsorbente, en la cual el Cu^{+2} resulta desplazado parcialmente por la presencia del Fe^{+3} , posiblemente debido a la mayor carga y afinidad del Fe^{+3} por los grupos funcionales disponibles en la superficie del RIL, esto se confirma con el estudio realizado por Hossain et al., en el año 2022, que indica que el Cu^{+2} tiene una mejor capacidad de adsorción que el Fe^{+3} inclusive en un RIL con más metales pesados (Hossain et al., 2022).

Por otro lado, para el Fe^{+3} también se observa una disminución en la capacidad de adsorción cuando se encuentra en la mezcla binaria. En condiciones individuales, se alcanzan valores cercanos a 5,9 mg/g, mientras que en la mezcla el valor máximo observado desciende hasta aproximadamente 3,4 mg/g, esto equivale a una disminución del 40%. Esto podría deberse a que el Fe^{+3} forma complejos menos estables o más fácilmente desplazables, lo cual explicaría su mayor disminución en condiciones de competencia (Hossain et al., 2022).

Comparando ambos casos, se concluye que la disminución de la capacidad de adsorción es más grande para Fe^{+3} que para Cu^{+2} . Esto puede atribuirse a varios factores como: diferencias en tamaño iónico o afinidad específica con los grupos funcionales del carbón.

Los resultados obtenidos para las isothermas de adsorción indicaron que el modelo de Freundlich presentó el mejor ajuste en todos los sistemas evaluados, tanto monocomponente como binarios, con coeficientes de determinación $R^2 \geq 0,95$ y bajos errores cuadráticos residuales. Este comportamiento sugiere una superficie heterogénea del adsorbente y una adsorción en múltiples capas, lo que coincide con varios estudios presentados en el estado del arte. Bhagat et al. (2020) y Saadi et al. (2023) también reportaron un mayor ajuste con el modelo de Freundlich al estudiar la adsorción de Cu^{+2} y otros metales en adsorbentes como cáscaras de plátano y granada activada, respectivamente, destacando superficies con características heterogéneas. Por otra parte, Chimdessa y Ejeta (2022) reportaron capacidades de adsorción variables para diferentes metales en carbón activado de hueso de palta, ajustándose a modelos de tipo Freundlich y Langmuir, dependiendo del metal y las condiciones experimentales.

Además del ajuste cuantitativo de los datos experimentales a los modelos de Langmuir y Freundlich, se realizó un análisis cualitativo de las isothermas siguiendo la clasificación propuesta por Giles et al. (1974). Al analizar cualitativamente la forma de las curvas de adsorción obtenidas, se observa que, en todos los sistemas evaluados (Cu^{+2} , Fe^{+3} y mezcla binaria Cu^{+2} y Fe^{+3}), las isothermas presentan una forma cóncava hacia abajo desde el origen, lo que es característico del tipo L según la clasificación de Giles. Este tipo de isoterma indica una adsorción sobre una superficie con alta afinidad inicial del adsorbente por el adsorbato, donde la ocupación de los sitios activos ocurre de forma progresiva hasta alcanzar una saturación y es coherente con los resultados obtenidos del ajuste al modelo de Freundlich, que también refleja una adsorción favorable en superficies heterogéneas.

7.1.2.2. Cinéticas de adsorción

A continuación, se presentan los resultados para los estudios de cinéticas de adsorción, cabe recalcar que se determinaron isotermas para 3 casos diferentes: cinética con RIL solo de Cu^{+2} , cinética con RIL solo de Fe^{+3} y cinética con RIL de Cu^{+2} y Fe^{+3} (mezcla binaria).

En primer lugar, se evaluó la cinética modelos de pseudo primer orden y pseudo segundo orden para los RILes con un solo componente obteniendo los resultados de la Tabla 11 y 12:

Tabla 11: Parámetros de cinética con RIL solo de Cu^{+2} .

Cinética	Parámetro	Valor	SSE	R^2
1 ^{er} orden	q_e [mg/g]	2,78	0,24	0,92
	k_1 [1/min]	0,09		
2 ^{do} orden	q_e [mg/g]	3,09	0,13	0,96
	k_2 [g/mg · min]	0,04		

Tabla 12: Parámetros de cinética con RIL solo de Fe^{+3} .

Cinética	Parámetro	Valor	SSE	R^2
1 ^{er} orden	q_e [mg/g]	2,49	0,06	0,99
	k_1 [1/min]	0,06		
2 ^{do} orden	q_e [mg/g]	2,78	0,16	0,96
	k_2 [g/mg · min]	0,03		

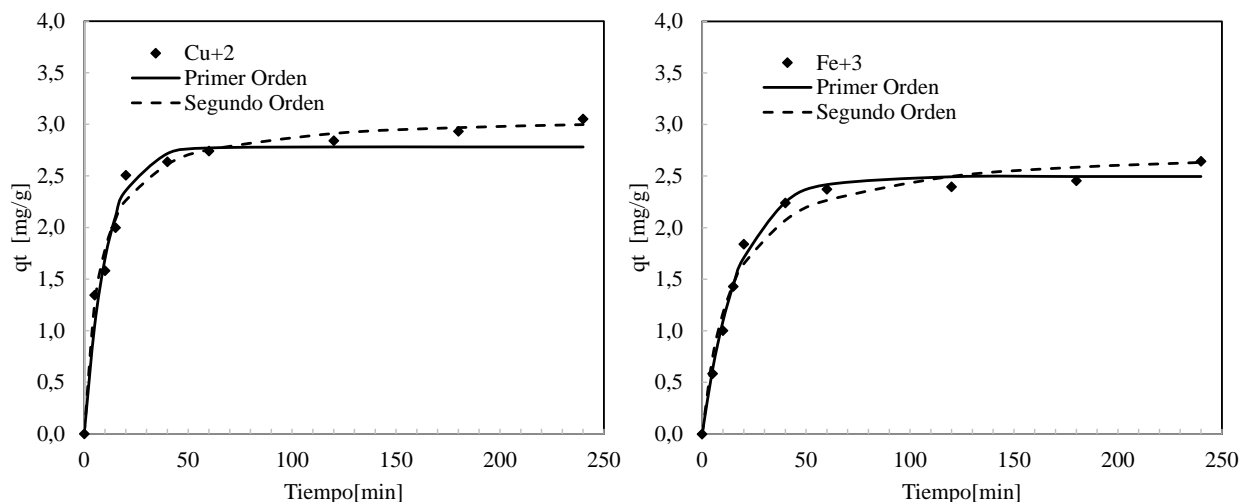


Figura 19: Cinéticas de RIL solo con Cu^{+2} y solo con Fe^{+3} .

En el sistema que contenía solo Cu^{+2} , de la Figura 19, el modelo de pseudo segundo orden presentó un mejor ajuste a los datos experimentales, con $R^2 = 0,96$ y $\text{SEE} = 0,13$. El valor estimado de q_e [mg/g] fue de 3,09 mg/g, cercano al valor experimental observado en la curva, lo que sugiere que en la adsorción predomina el mecanismo de quimisorción. Por otra parte, el modelo de pseudo primer orden, a pesar de presentar un ajuste aceptable, el SEE fue mayor con un valor de 0,24, por lo que se decidió que el fenómeno estaba descrito por la cinética de segundo orden.

Para el sistema con Fe^{+3} individual, el modelo de pseudo primer orden fue el que mejor describió la cinética del proceso, con un $R^2 = 0,969$ y $\text{SEE} = 0,16$. Esto sugiere que, en ausencia de competencia, la adsorción de Fe^{+3} está más influenciada por mecanismos de tipo físico. Aunque el modelo de segundo orden también ofreció un ajuste aceptable con un $R^2 = 0,96$, presentó un mayor error con un $\text{SEE} = 0,16$.

Por otra parte, se realizó el estudio cinético para el RIL multicomponente obteniendo los siguientes parámetros presentados en la Tabla 13:

Tabla 13: Parámetros de cinéticas con RIL de Cu^{+2} y Fe^{+3} .

	Cinética	Parámetro	Valor	SSE	R^2
Cu^{+2}	1 ^{er} orden	q_e [mg/g]	2,70	0,36	0,91
		k_1 [1/min]	0,05		
Cu^{+2}	2 ^{do} orden	q_e [mg/g]	2,99	0,11	0,97
		k_2 [g/mg · min]	0,02		
Fe^{+3}	1 ^{er} orden	q_e [mg/g]	1,99	0,18	0,88
		k_1 [1/min]	0,09		
Fe^{+3}	2 ^{do} orden	q_e [mg/g]	2,17	0,04	0,97
		k_2 [g/mg · min]	0,05		

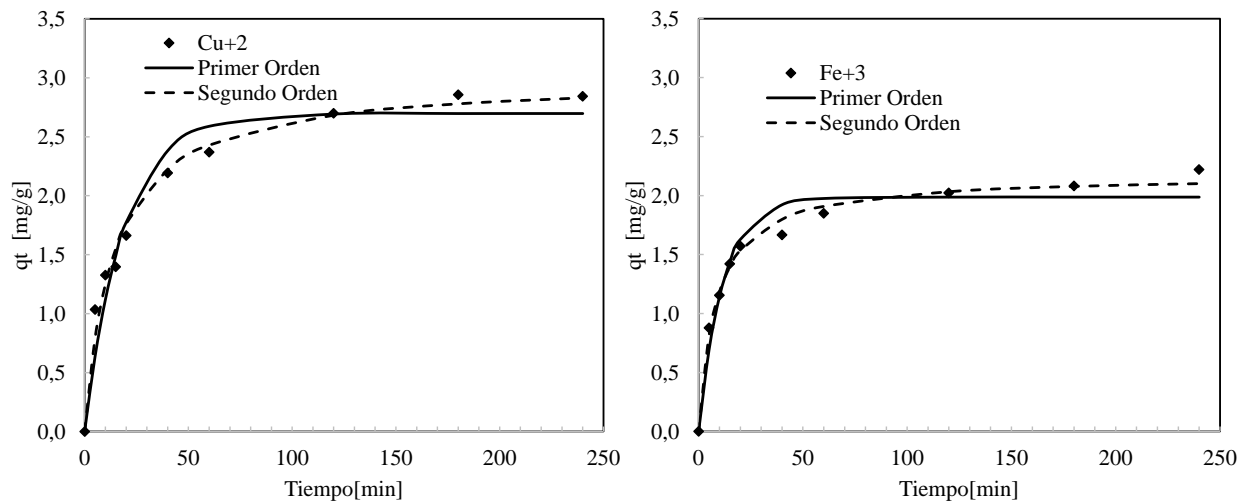


Figura 20: Cinéticas del Cu^{+2} y Fe^{+3} en RIL multicomponente.

En el sistema multicomponente, de la Figura 20, donde ambos cationes se encuentran presentes en la solución, se observó una disminución en la capacidad de adsorción de ambos iones, atribuida a la competencia por los sitios activos del adsorbente. Para Cu^{+2} , el modelo de pseudo segundo orden volvió a ajustarse mejor a los datos ($R^2 = 0,97$ y $\text{SEE} = 0,11$), lo que confirma que la quimisorción sigue siendo el mecanismo predominante, aunque con una ligera disminución en la constante de velocidad k_2 hasta un valor de $0,02$ [g/mg · min] respecto al sistema individual. En el caso del Fe^{+3} en solución binaria, se observó un cambio en el comportamiento cinético, pasando a ajustarse mejor al modelo de pseudo segundo orden ($R^2 = 0,97$ y $\text{SEE} = 0,04$), lo que indica que la

presencia de Cu^{+2} altera la dinámica de adsorción de Fe^{+3} , posiblemente al modificar la disponibilidad de sitios preferenciales.

Comparando la interacción de ambos iones el Cu^{+2} mostró una mayor afinidad por la superficie del adsorbente en todos los escenarios, manteniendo una mayor capacidad de adsorción que Fe^{+3} incluso en condiciones competitivas. Esto puede deberse a su menor carga, mayor movilidad y posiblemente una interacción más favorable con los grupos funcionales superficiales del material adsorbente, como lo son los grupos hidroxilo y carbonilo. Los resultados confirman que el modelo de pseudo segundo orden describe con mayor precisión la cinética de adsorción en condiciones tanto individuales como multicomponente, controlado por reacciones químicas superficiales, es decir por la quimisorción.

Este comportamiento concuerda con lo reportado por Boeykens et al. (2019) y Zhu et al. (2016), quienes también observaron un mejor ajuste al modelo de pseudo segundo orden en estudios con adsorbentes derivados del casco de palta y otros residuos agroindustriales, indicando mecanismos químicos como predominantes. De igual forma, estudios como el de Amin et al. (2017) y Romero et al. (2017) en sistemas de columna continua y batch, respectivamente, mostraron comportamientos cinéticos similares, con un buen ajuste con el modelo de segundo orden.

7.1.3. Adsorción columnar

7.1.3.1. Curvas de ruptura

Las RILes sintéticos utilizados a las columnas contenían Cu^{+2} a una concentración fija de 20 mg/L. En algunos experimentos, además, se incorporó Fe^{+3} a una concentración de 25 mg/L, con el fin de estudiar el efecto competitivo de la adsorción multicomponente

A continuación, se presentan los datos obtenidos del diseño experimental presentado en la Tabla 7, a partir de ellos se determinó el tiempo de ruptura (t_b) y el tiempo de saturación del lecho (t_e) presentados a continuación en la Tabla 14:

Tabla 14: Tiempos de ruptura y saturación columnas de adsorción.

Experimento	pH	Altura lecho [cm]	C_0 [mg/L]	Parámetro	Valor
1	3	2	Cu^{+2} : 20	t_b [min]	5
				t_e [min]	40
			Fe^{+3} : 25	t_b [min]	5
				t_e [min]	-
2	3	2	Cu^{+2} : 20	t_b [min]	5
				t_e [min]	70
3	4	2	Cu^{+2} : 20	t_b [min]	10
				t_e [min]	100
4	3	4	Cu^{+2} : 20	t_b [min]	10
				t_e [min]	60
			Fe^{+3} : 25	t_b [min]	8
				t_e [min]	-
5	3	4	Cu^{+2} : 20	t_b [min]	15
				t_e [min]	90
6	4	4	Cu^{+2} : 20	t_b [min]	12
				t_e [min]	120

Se presentan los gráficos individuales obtenidos a partir de los datos experimentales con el objetivo de analizar los resultados obtenidos, se evaluará el efecto del pH, altura del lecho y competencia entre los iones de Cu^{+2} y Fe^{+3} presentados en la Figura 21.

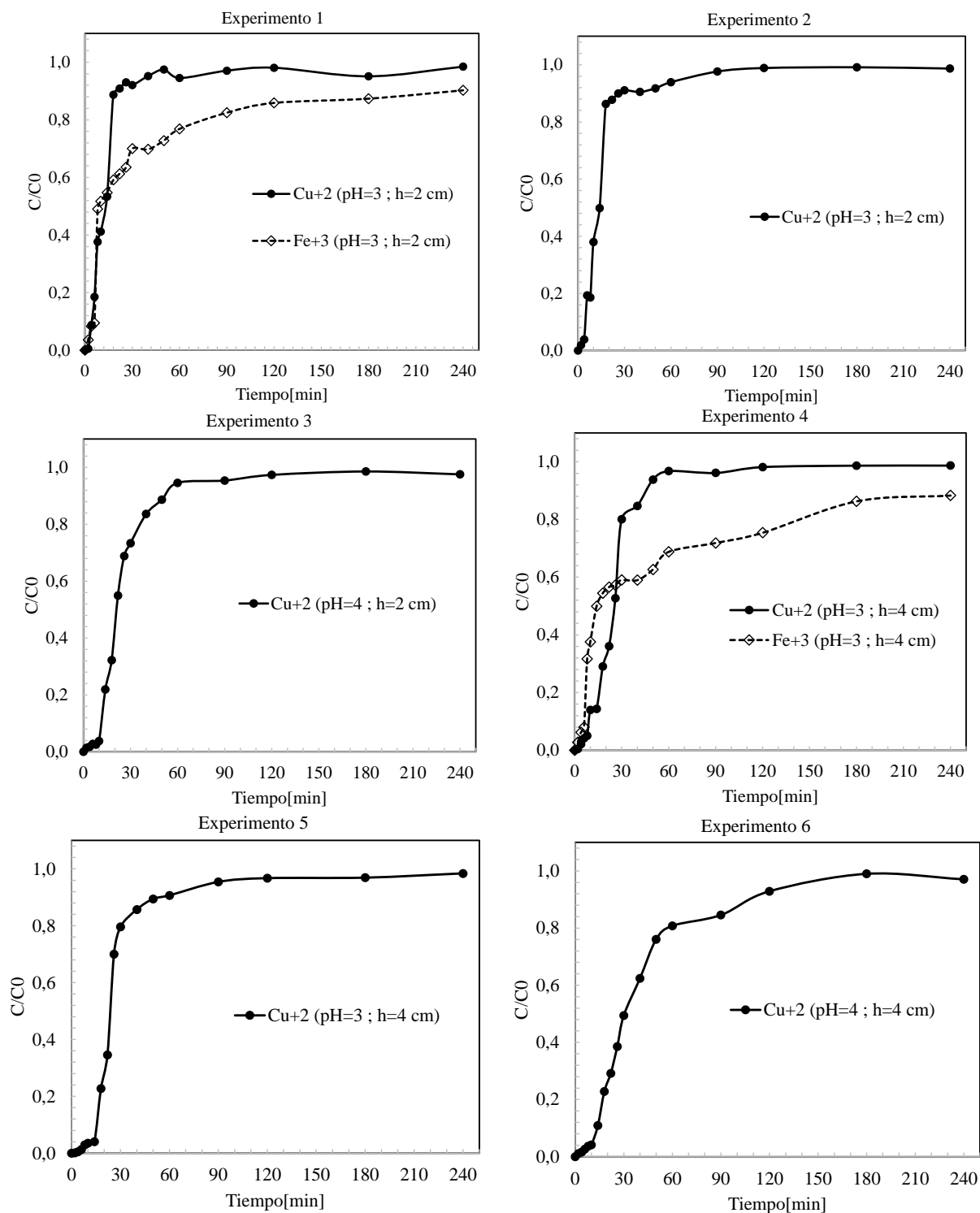


Figura 21: Curvas de ruptura de adsorción columnar experimentos del 1 al 6.

Efecto de la altura del lecho

El efecto de la altura del lecho sobre el sistema de adsorción en flujo continuo fue evaluado mediante la comparación de pares de experimentos bajo condiciones constantes de pH y concentración del adsorbato, variando solo cantidad de material adsorbente, es decir, la altura del lecho. Se analizaron los pares de experimentos 2–5 (pH=3) y 3–6 (pH=4) presentados en la Figura 22, en los cuales se emplearon soluciones monocomponentes de Cu^{+2} a una concentración inicial de 20 mg/L y lechos de 2 cm y 4 cm de altura, respectivamente.

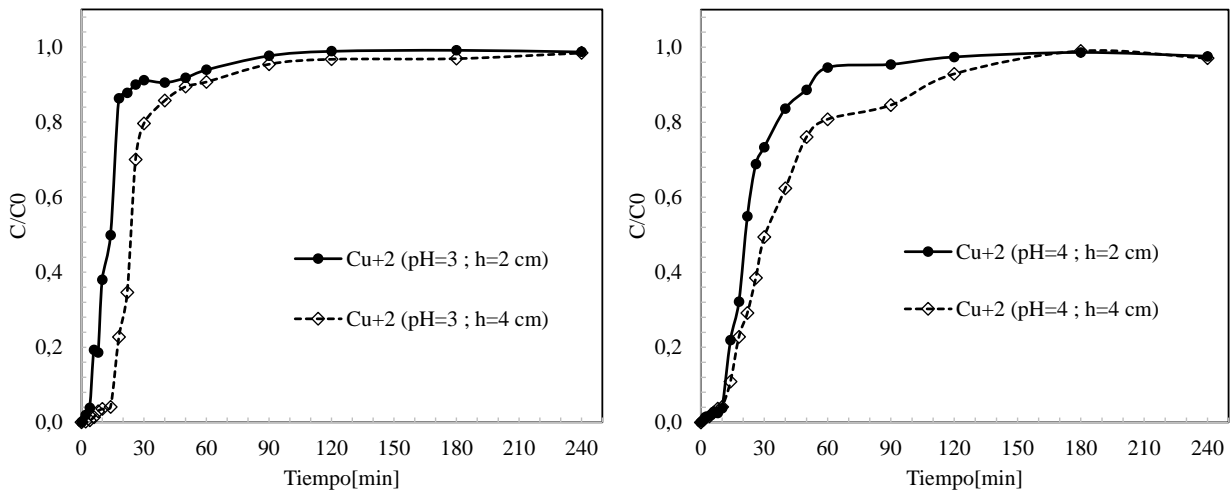


Figura 22: Comparación efecto de altura del lecho experimentos 2-5 y 3-6, respectivamente.

Al comparar los experimentos 2 y 5, ambos a pH 3, se observó un incremento tanto en el tiempo de ruptura como en el tiempo de saturación. El tiempo de ruptura aumentó de 5 a 15 minutos al duplicar la altura del lecho. Esto se atribuye al incremento en el número de sitios activos disponibles para la adsorción, lo que permite una mayor retención inicial del contaminante y retrasa la aparición del Cu^{+2} en el efluente. Por otra parte, tiempo de saturación se extendió de 70 a 90 minutos, lo que implica una mayor capacidad de adsorción de la columna al aumentar la masa de adsorbente.

Al comparar los experimentos 3 y 6, realizados a pH 4, se observó un incremento en el tiempo de ruptura de 10 a 12 minutos con el aumento de la altura del lecho, mientras que el tiempo de saturación pasó de 100 a 120 minutos. Si bien el efecto sobre la saturación fue menor que en pH 3, el impacto sobre el tiempo de ruptura sigue siendo relevante, ya que demuestra que al aumentar la altura del lecho aumenta tanto el tiempo de ruptura como el tiempo de saturación del lecho.

Estos resultados coinciden con lo reportado por autores como Du et al. (2018), quienes observaron un incremento en la capacidad de adsorción de Cu^{+2} con el aumento de la altura del lecho utilizando fibras de yute modificadas, alcanzando una capacidad máxima de 40,05 mg/g y una eficiencia de remoción del 58,62 %, valores superiores a los obtenidos en esta investigación (máximo de 8,45 mg/g y 57,9 % de remoción), lo cual se explica por la modificación química del adsorbente empleado por los autores. De igual forma, Renu et al. (2020) reportaron que un mayor lecho y menor caudal mejoraban la remoción en una columna empacada con pellets de salvado de trigo modificado, obteniendo capacidades de hasta 10,41 mg/g para Cr^{+6} y 8,32 mg/g para Cu^{+2} a 100 mg/L.

Efecto del pH

Se evaluó el efecto del pH mediante la comparación de pares de experimentos en los que se mantuvo constante la altura del lecho y la concentración de Cu^{+2} , modificando únicamente el pH de del RIL. Específicamente, se analizaron los experimentos 2 y 3, con altura de lecho de 2 cm, y los experimentos 5 y 6, con altura de lecho de 4 cm, donde el pH varió entre 3 y 4, presentados en la Figura 23.

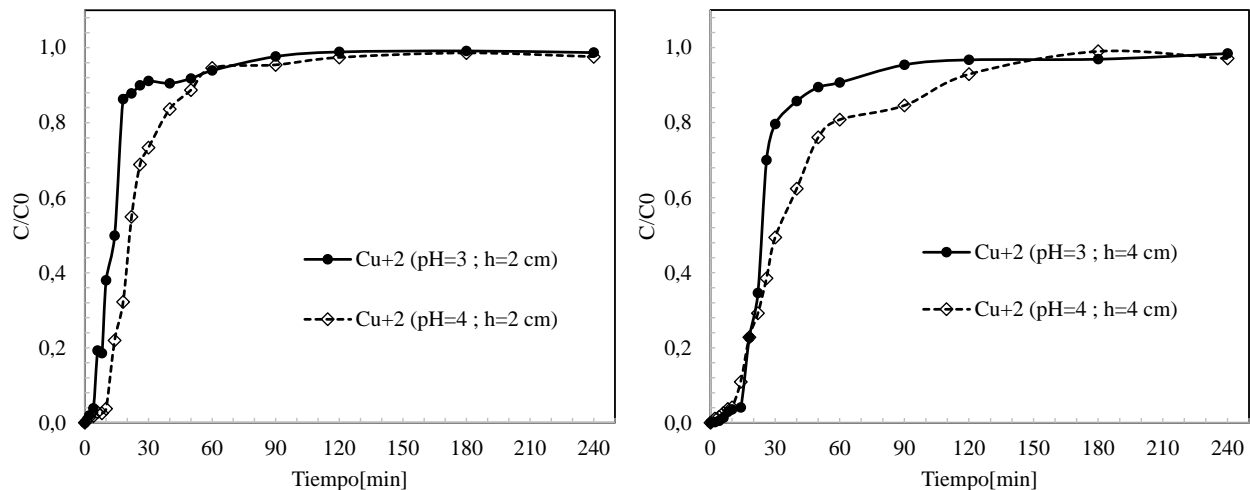


Figura 23: Comparación efecto del pH experimentos 2-3 y 5-6, respectivamente.

Al comparar los experimentos 2 (pH 3) y 3 (pH 4), se observó un incremento en el desempeño de la columna al aumentar el pH. El tiempo de ruptura se duplicó, pasando de 5 a 10 minutos, mientras que el tiempo de saturación aumentó de 70 a 100 minutos. Esta mejora puede atribuirse a la modificación de la carga superficial del adsorbente: a pH 3, la superficie del carbón está

mayormente protonada, es decir, predomina mayormente una carga positiva, generando una repulsión electrostática con los cationes Cu^{+2} . Al incrementar el pH a 4, la superficie comienza a desprotonarse y se acerca el punto de carga cero, adquiriendo una carga neutra o levemente negativa, lo que favorece la atracción electrostática y la formación de complejos superficiales con los grupos oxigenados del adsorbente, como hidroxilos y carbonilos, como se presentó en el FTIR de la Figura 15. De la misma forma el comportamiento para el experimento 5-6 es similar aumentando el tiempo de saturación del lecho, desde 90 minutos en el caso con pH 3 hasta los 120 minutos en el caso con pH 4.

Estudios como el de Chimdessa & Ejeta (2018), confirma que la remoción de metales (Cd^{+2} , Cu^{+2} y Pb^{+2}) mejora al aumentar el pH hasta un valor óptimo de 7, ya que a pH bajos la competencia con protones (H^+) inhibe la adsorción (Chimdessa & Ejeta, 2018). De la misma forma Boeykens et al. (2019), indica que el aumento de un pH hasta 5 mejora la capacidad de remoción de metales en este caso del Pb^{+2} (Boeykens et al., 2019).

Efecto competencia entre iones

Por otra parte, se evaluó el efecto de la competencia entre los iones Cu^{+2} y Fe^{+3} , esto se llevó a cabo utilizando un RIL multicomponente con concentraciones fijas de 20 mg/L y 25 mg/L respectivamente. En este caso se trabajó con pH 3 debido a que al trabajar con un pH 4 es posible que el hierro precipite afectando al fenómeno de adsorción. Además, se varió la altura del lecho entre 2 y 4 cm para evaluar las diferencias, a continuación, se muestran los gráficos obtenidos en la Figura 24.

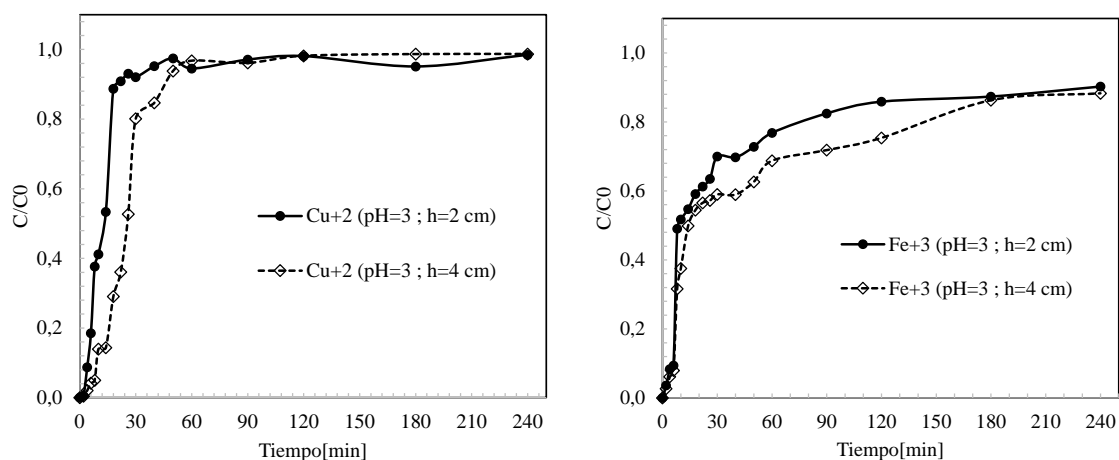


Figura 24: Comparación efecto de competencia entre iones, experimentos 1-4.

En ambos experimentos, el Cu^{+2} mostró una ventaja competitiva frente al Fe^{+3} . En el experimento 1 (lecho de 2 cm), el tiempo de ruptura del Cu^{+2} fue de 5 minutos y el de saturación de 60 minutos, mientras que en el experimento 4 (lecho de 4 cm), estos valores aumentaron a 10 y 40 minutos, respectivamente. Este incremento concuerda con lo observado en sistemas monocomponente, a una mayor altura de lecho proporciona una mayor cantidad de sitios activos y un mayor tiempo de contacto, lo que favorece la adsorción del ion.

Por otra parte, el Fe^{+3} presentó una adsorción menos eficiente. Los tiempos de ruptura fueron de 5 y 8 minutos para los experimentos 1 y 4 respectivamente, además no se alcanzó la saturación completa, con valores máximos de $C/C_0 = 0,90$. Esto se debe a su mayor carga y menor radio iónico, dificulta la interacción entre el carbón y los grupos funcionales de su superficie (Shannon, 1976).

El aumento de la altura del lecho de 2 a 4 cm mejoró el desempeño para ambos iones, aunque con efectos más evidentes sobre el Cu^{+2} . Un mayor volumen de adsorbente disponible permitió retardar la aparición del Cu^{+2} en el efluente y aumentar el tiempo de saturación del lecho.

Los resultados demuestran que la competencia iónica puede afectar significativamente la eficiencia del proceso de adsorción, especialmente cuando uno de los iones posee mayor afinidad por el adsorbente como lo es en este caso el Cu^{+2} . En sistemas reales, donde múltiples metales coexisten en una misma solución o RIL, esta diferencia en el comportamiento puede afectar la remoción efectiva de ciertos contaminantes.

Finalmente, en la Tabla 15 se presentan los porcentajes de remoción de cada una de las columnas y sus diferentes parámetros de operación:

Tabla 15: Porcentaje de remoción de columnas de adsorción.

Experimento	pH	Altura lecho [cm]	Ion	% Remoción	q_{max} [mg/g]
1	3	2	Cu ⁺²	23,3	3,68
			Fe ⁺³	20,9	8,16
2	3	2	Cu ⁺²	26,9	4,86
3	4	2	Cu ⁺²	42,5	5,94
4	3	4	Cu ⁺²	50,6	6,21
			Fe ⁺³	27,2	9,60
5	3	4	Cu ⁺²	32,3	5,19
6	4	4	Cu ⁺²	57,9	8,45

Se observa que el aumento de la altura del lecho mejora significativamente la remoción de ambos iones. Para el Cu⁺², comparando los experimentos 1 y 4 (ambos a pH 3), el porcentaje de remoción aumentó de 23,3 % a 50,6 %, mientras que para Fe⁺³ pasó de 20,9 % a 27,2 %. Esta tendencia se repite en condiciones sin competencia iónica: de los experimentos 2 a 5 (ambos a pH 3, sin Fe⁺³), la remoción de Cu⁺² aumentó de 26,9 % a 32,3 % al duplicar la altura del lecho y confirma que al aumentar la altura del lecho y por ende la cantidad de material adsorbente, también mejora la capacidad de adsorción, y el aumento del porcentaje de remoción es mayor en el Cu⁺² debido que dicho ion tiene una mayor afinidad iónica con el material adsorbente.

Por otro lado, el efecto del pH al mantener constante la altura del lecho en 2 cm, la remoción de Cu⁺² aumentó de 26,9 % a 42,5 % al subir el pH de 3 a 4 (experimentos 2 y 3). Con un lecho de 4 cm, la remoción pasó de 32,3 % a 57,9 % bajo las mismas condiciones (experimentos 5 y 6). Esto demuestra que al trabajar con un pH más cercano al punto de carga cero del adsorbente favorece la atracción electrostática de los cationes metálicos, mejorando la adsorción.

Si consideramos el efecto de la competencia iónica, se observa que la presencia de Fe⁺³ afecta de manera negativa a la remoción de Cu⁺². En el experimento 1 que considera un pH=3, con una altura de lecho 2 cm, se obtuvo un porcentaje de remoción del Cu⁺² de 23,3% (en presencia del Fe⁺³), sin embargo, en el mismo experimento, pero sin Fe⁺³, aumento el porcentaje de remoción hasta un 26,9%, lo que implica que el Fe⁺³ está interfiriendo en la adsorción del cobre.

El experimento 6, realizado a pH 4 y con una altura de lecho de 4 cm, fue el que presentó el mayor porcentaje de remoción de Cu^{+2} con un 57,9 % y con un q_{max} de 8,45 mg/g. Esto se explica por dos factores principales: un ambiente químico más favorable para la adsorción, asociado al pH y una mayor cantidad de material adsorbente disponible, asociado a la altura del lecho. Mientras que para la adsorción del Fe^{+3} , las condiciones que presentan una mejor capacidad de adsorción son a pH 3 y altura de lecho 4 cm con una capacidad de remoción del 27,2% y un q_{max} de 9,60 mg/g, esto se explica debido al aumento de la cantidad de material adsorbente en la columna, lo que aumenta la capacidad de adsorción.

Respecto a la competencia iónica, los resultados obtenidos también coinciden con lo descrito por Hossain et al. (2022), quienes reportaron una disminución en la remoción de Fe^{+3} en presencia de otros metales, al igual que lo observado aquí, donde el Fe^{+3} presentó menores tiempos de ruptura y menores porcentajes de remoción en comparación con el Cu^{+2} .

Finalmente, se presenta una la Tabla 16 con el objetivo de comparar los porcentajes de remoción y q_{max} con investigaciones previas.

Tabla 16: Comparación % de remoción y q_{max} .

pH	Altura lecho [cm]	Ion	Remoción	q_{max} [mg/g]	Remoción Paper	q_{max} [mg/g] Paper	Paper
3	4	Fe^{+3}	27,2 %	9,60	72,3 %	9,46	(Hossain et al., 2022)
3	4	Cu^{+2}	57,9 %	8,45	87 %	16,1	(Chimedsa & Ejeta., 2022)

Como se observa en la Tabla 16, tanto el porcentaje de remoción como el valor de q_{max} obtenidos experimentalmente son menores en comparación con los reportados en la literatura para condiciones similares de pH y altura del lecho. La principal diferencia que justifica este comportamiento es el tratamiento previo del adsorbente. En ambos estudios referenciados (Hossain et al., 2022; Chimedsa & Ejeta, 2022), el bioadsorbente fue sometido a activación química, lo cual mejora considerablemente su capacidad de adsorción. Esta activación modifica la estructura del material, incrementa su área superficial, introduce nuevos grupos funcionales y mejora la afinidad por los iones metálicos

8. CONCLUSIONES

En respuesta al objetivo general de esta investigación, se demostró que el carbón obtenido a partir de cuesco de palta es un adsorbente viable para la remoción de iones metálicos Cu^{+2} y Fe^{+3} desde aguas ácidas en un sistema de columna de lecho fijo operado en régimen continuo.

En cuanto a la caracterización de adsorbente se concluye que, se caracterizó el cuesco de palta sin carbonizar y carbonizado mediante análisis de FTIR y determinación del pH de carga cero. Se identificaron grupos funcionales oxigenados, tales como hidroxilos y carbonilos, que permiten la formación de complejos de coordinación con iones metálicos. Por otra parte, el valor del pH de carga cero disminuyó de 5,7 en el cuesco crudo a 4,8 en el carbón, lo cual implica que el tratamiento térmico modifica favorablemente la superficie del material, haciéndolo más apto para operar en medios ácidos, aunque la superficie sigue siendo predominantemente positiva a pH 3-4.

Respecto a los estudios de cinéticas e isotermas se concluye que, los experimentos de adsorción en sistemas monocomponente y binario permitieron ajustar los datos experimentales a modelos de isotermas de Langmuir y Freundlich, obteniendo que el modelo que mejor en todos los casos es Freundlich con un $R^2 \geq 0,95$, esto indica que la adsorción ocurre en superficies heterogéneas generando multicapas de adsorbato sobre el adsorbente. Para las cinéticas, el modelo de pseudo segundo orden mostró el mejor ajuste para Cu^{+2} , lo que indica un mecanismo dominado por quimisorción, mientras que para Fe^{+3} el ajuste fue variable, predominando la adsorción física en condiciones sin competencia y la química en sistemas binarios.

En cuanto a la evaluación de la capacidad de remoción de Cu^{+2} y Fe^{+3} , los resultados de los experimentos en columna demostraron que un aumento tanto del pH del influente como de la altura del lecho incrementa la remoción de metales. Los parámetros con los que se obtuvo un mayor porcentaje de remoción de Cu^{+2} (57,9%) fueron a pH 4 y con un lecho de 4 cm obteniendo un q_{max} de 8,45 mg/g. Por otra parte, los parámetros que maximizaron la remoción del Fe^{+3} (27,2%) fueron a pH 3, también con un lecho de 4 cm. Se concluye que el incremento del pH reduce la carga positiva en la superficie del adsorbente, favoreciendo la interacción con cationes metálicos, y la mayor cantidad de adsorbente disponible aumenta la capacidad de retención de contaminantes.

El estudio demuestra que el carbón de cuesco de palta presenta propiedades para ser utilizado como adsorbente en la remoción de metales pesados desde aguas ácidas, siendo una alternativa sustentable a la valorizar de residuos agroindustriales.

9. RECOMENDACIONES

Si bien los resultados de esta investigación permitieron validar el uso del carbón de cuesco de palta como un adsorbente para la remoción de metales pesados, se presentan diversas recomendaciones que permiten optimizar el proceso, profundizar más en la caracterización del adsorbente y proyectar una escalabilidad del sistema a una escala real.

Como recomendación se propone incorporar una etapa de activación química al proceso de producción del carbón. Se propone aplicar un tratamiento con ácidos como HCl, HNO₃ o H₃PO₄, con el objetivo de reducir punto de carga cero, incrementar la porosidad y generar nuevos grupos funcionales oxigenados que mejoren la afinidad hacia los iones metálicos. Este tipo de modificación podría aumentar significativamente capacidad de remoción de metales pesados. El tipo de ácido utilizado y su concentración se selecciona en base a las propiedades del material adsorbente de forma que este no se degrade y al mismo tiempo se introduzcan grupos funcionales.

Por otra parte, si bien las pruebas de caracterización utilizadas permitieron comprender las interacciones entre los grupos funcionales y los metales, se sugiere añadir más pruebas de caracterización en particular un análisis de área superficial mediante la técnica BET para así determinar el área superficial específica, incorporar el uso de microscopía electrónica de barrido (SEM) para observar la morfología superficial del carbón y finalmente un análisis de área superficial por TGA (análisis termogravimétrico) para evaluar la estabilidad térmica del carbón y la presencia de materia volátil, humedad y residuos inorgánicos (cenizas).

Otra recomendación relevante, es validar la aplicabilidad del sistema de adsorción columnar utilizando un RIL real, proveniente de una faena minera. Si bien el uso de un efluente sintético permitió controlar las condiciones del estudio, esto no siempre representa la complejidad de los residuos mineros reales, los cuales pueden contener mezclas de metales, materia orgánica e incluso sólidos suspendidos. En caso de no poder conseguirse un RIL real, se opta por un RIL sintético de mayor complejidad, es decir, que incorpore mayor cantidad de metales pesados.

Finalmente, para evaluar la escalabilidad del sistema, se recomienda desarrollar modelos matemáticos que describan el comportamiento de la columna de adsorción, utilizando parámetros obtenidos experimentalmente como el tiempo de ruptura, la capacidad máxima de adsorción y las constantes cinéticas, para así poder desarrollar un análisis técnico-económico preliminar y analizar la factibilidad de utilizar esta tecnología a una escala real.

10. REFERENCIAS

- Abdisa, M., & Aseffa, B. (2022). Removal of cadmium, copper and lead from aqueous solution using activated carbon prepared from avocado kernel. *Oriental Journal of Chemistry*, 38, 65-71. doi:<https://doi.org/10.13005/ojc/380107>
- Aduvire, O. (2006). *Drenaje ácido de mina generación y tratamiento*. Instituto Geológico y Minero de España, Madrid.
- Ahmad, F., & Zaidi, S. (2020). Potential Use of Agro/Food Wastes as Biosorbents in the Removal of Heavy Metals. *Emerging Contaminants*, 129-138. doi:<https://doi.org/10.5772/intechopen.94175>
- Alaqarbeh, M. (2021). Adsorption Phenomena: Definition, Mechanisms, and Adsorption Types. *Short Review 13*, 13, 43-51. doi:<https://doi.org/10.48419/IMIST.PRSM/rhazes-v13.28283>
- Amaringo, F., & Hormaza, 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*, 2, 27-36. doi:<https://doi.org/10.22490/21456453.982>
- Amin, M., Alazba, A., & Shafiq, M. (2017). Batch and fixed-bed column studies for the biosorption of Cu(II) and Pb(II) by raw and treated date palm leaves and orange peel. *Global NEST Journal*, 19(3), 464-478.
- Arévalo, F. (2023). *Estudio del equilibrio y cinética del proceso de biosorción de Cu²⁺ y/o Cd²⁺ desde soluciones sintéticas con restos vegetales*. Universidad Técnica Federico Santa María.
- Bhagat, S., Gedam, V., & Pathak, P. (2020). Adsorption/desorption, kinetics and equilibrium studies for the uptake of Cu(II) and Zn(II) onto banana peel. *International Journal of Chemical Reactor Engineering*, 18(3). doi:<https://doi.org/10.1515/ijcre-2019-0109>
- Boeykensa, P., Redondoa, N., Alvarado, R., Caraccioloa, N., & Vázquez, C. (2019). Chromium and Lead adsorption by avocado seed biomass study through the use of Total Reflection X-Ray Fluorescence analysis. *Applied Radiation and Isotopes*, 153. doi:<https://doi.org/10.1016/j.apradiso.2019.108809>
- Brishti, R., Kundu, R., Habib, M., & Ara, M. (2023). Adsorption of iron(III) from aqueous solution onto activated carbon of a natural source: Bombax ceiba fruit shell. *Results in Chemistry*, 5. doi:<https://doi.org/10.1016/j.rechem.2022.100727>

Caviedes, D., Muñoz, R., Perdomo, A., Rodríguez, D., & Sandoval, I. (2015). Tratamientos para la remoción de metales pesados comúnmente presentes en aguas residuales industriales: una revisión. *Revista Ingeniería y Región*, 13(1), 73-90.

Chen, Y., Liu, Y., Wu, Y., Li, H., Wang, S., Peng, Z., & Xu, R. (2020). Novel magnetic pomelo peel biochar for enhancing Pb(II) and Cu(II) adsorption: Performance and mechanism. *Water, Air, & Soil Pollution*, 231(404). doi:<https://doi.org/10.1007/s11270-020-04788-4>

Chimdessa, M., & Ejeta, B. (2022). Removal of Cadmium, Copper and Lead from Aqueous Solution using Activated Carbon Prepared from Avocado kernel. *Oriental Journal of Chemistry*, 38(1), 65-71. doi:<http://dx.doi.org/10.13005/ojc/380107>

Cochilco. (Abril de 2024). *Cifras actualizadas de la minería*. Obtenido de <https://consejominero.cl/wp-content/uploads/2023/11/Cifras-Actualizadas-de-la-Mineria-2023-October.pdf>

DGA. (13 de Octubre de 2020). *Disponibilidad de agua en el norte y centro de Chile podría disminuir hasta más de 50 por ciento*. Obtenido de <https://uchile.cl/noticias/169509/agua-en-norte-y-centro-de-chile-disminuiria-hasta-mas-de-50-por-ciento>

Du, Z., Zheng, T., & Wang, P. (2018). Experimental and modelling studies on fixed bed adsorption for Cu(II) removal from aqueous solution by carboxyl modified jute fiber. *Powder Technology*, 952-959.

Dunoyer, A. T. (2023). Removal of Pb²⁺ from industrial wastewater using activated carbon from Persea americana seed. *Revista Ambiente & Agua*, 18, 1-10. doi:10.4136/ambi-agua.2883

Fadlelmoula, A. P. (2022). Fourier Transform Infrared (FTIR) Spectroscopy to Analyse Human Blood over the Last 20 Years: A Review towards Lab-on-a-Chip Devices. *Micromachines*, 13 (2), 13-187. doi:10.3390/mi13020187

Figuroa, D., Moreno, A., & Hormaza, A. (2014). Equilibrio, termodinámica y modelos cinéticos en la adsorción de Rojo 40 sobre tuza de maíz. *Revista Ingenierías Universidad de Medellín*, 14 (26). doi:10.22395/rium.v14n26a7

Gabelman, A. (2017). Adsorption Basics: Part 2. *Chemical Engineering Progress*, 113(8), 39-45.

Geankopolis, J. (2007). *Procesos de Transporte y Operaciones Unitarias*. México: CECSA.

Giachino, F. (2019). *Evaluación del potencial uso de cáscara de banana como biosorbente en la remoción de cobre en aguas ácidas en una columna vertical en régimen continuo*. Santiago: Universidad Técnica Federico Santa María.

Giles, C., Smith, D., & Huitson, A. (1974). A general treatment and classification of the solute adsorption isotherm. *Journal of Colloid and Interface Science*, 47, 755-765. doi:[https://doi.org/10.1016/0021-9797\(74\)90252-5](https://doi.org/10.1016/0021-9797(74)90252-5)

González, B. (2017). *Estudio de la adsorción de cobre y hierro desde una solución que simula un drenaje ácido, mediante escobajo de uva y cuesco de palta*. Santiago: Departamento de Ingeniería Química y Biotecnología, Universidad de Chile.

Hach. (11 de Junio de 2024). *DR3900: Espectrofotómetro de laboratorio para análisis de agua*. Obtenido de <https://es.hach.com/espectrofotometros/dr3900-espectrofotometro-de-laboratorio-para-analisis-de-agua/family-downloads?productCategoryId=24821581898>

Hossain, N., Nizamuddin, S., & Shah, K. (2022). Thermal-chemical modified rice husk-based porous adsorbents for Cu(II), Pb(II), Zn(II), Mn(II), and Fe(III) adsorption. *Journal of Water Process Engineering*, 46. doi:<https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2022.102620>

Liu, A. (2023). *Structured Adsorbent for Process Intensification and Application On Cement Carbon Capture Using CALF-20 MOF*. Vancouver: Svante.

Mohsen, H., & Ghanim, A. (2024). Efficient removal of zinc and copper from wastewater using activated carbon derived from date pits in a continuous fixed-bed column. *Revue des Composites et des Matériaux Avancé*, 64(2), 149-161. doi:<https://doi.org/10.18280/rcma.340204>

Morandé, C. (2017). *Estudio de la adsorción de cobre y hierro desde una solución que simula un drenaje ácido, mediante escobajo de uva y cuesco de palta*. Santiago: Universidad Técnica Federico Santa María.

Muluh, G. A. (2017). Adsorption of Phenol from Aqueous Solution by Avocado Seed Activated Carbon: Equilibrium, Kinetic, and Full Factorial Design Analysis. *International Journal of Advanced Engineering Research and Technology (IJAERT)*, 5 (8), 610-620. doi:<https://doi.org/10.1260/0263617054769996>

Olaeta, J., Schwartz, M., Undurraga, P., & Contreras, S. (2004). Estructura de la semilla de aguacate y cuantificación de la grasa contenida en ella. *Proceedings of the IV World Avocado Congress*, 123-128.

Orozco, S., Espino, J., & Rivero, M. (2024). Materiales a partir de residuos agroindustriales de aguacate para la remoción de contaminantes en agua. *Materiales Avanzados*, 4, 79-83. doi:<https://doi.org/10.22201/iim.rma.2024.40.35>

Penedo, Manals, Vendrell, & Salas. (2015). Nickel and cobalt adsorption on activated coal of coconut shell. *RTQ*, 35 (1). Obtenido de http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2224-61852015000100010

Redagrícola. (09 de Mayo de 2024). *Paltahass*. Obtenido de <https://n9.cl/pt46g>

Redagrícola. (12 de Marzo de 2025). *Chile refuerza su liderazgo como consumidor de paltas en el mundo*. Obtenido de <https://redagricola.com/chile-refuerza-su-liderazgo-como-consumidor-de-paltas-en-el-mundo/>

Renu, Agarwal, M., Singh, K., Gupta, R., & Dohare, R. (2020). Continuous Fixed-Bed Adsorption of Heavy Metals Using Biodegradable Adsorbent: Modeling and Experimental Study. *Environmental Engineering*, 146(2). doi:[https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)EE.1943-7870.0001636](https://doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0001636)

Rivas, C., Nuñez, O., Longoria, F., & González, L. (2014). Langmuir and freundlich isotherms as model for the adsorption of nucleic acid components on WO₃. *Saber, Universidad de Oriente*(26 (1)). Obtenido de https://ve.scielo.org/scielo.php?pid=S1315-01622014000100008&script=sci_abstract&tlng=en

Romero, L., González, L., Baldenegro, L., & Carrasco, F. (2017). Grapefruit peels as biosorbent: Characterization and use in batch and fixed-bed column for Cu(II) uptake from wastewater. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, 92(7), 1650-1658. doi:<https://doi.org/10.1002/jctb.5161>

Romero, P. (2017). *Estudio del potencial uso de residuos de palta como agente adsorbente*. Santiago: Universidad Técnica Federico Santa María.

Rubinson, K., & Rubinson, J. (2000). *Análisis Instrumental*. Madrid: Pearson Educación.

Saadi, W., Souissi-Najar, S., Othman, M., & Ourderni, A. (2023). Copper adsorption onto pomegranate peel activated carbon as a new adsorbent. *Cellulose Chemistry and Technology*, 57(5-6), 657-669. doi:10.35812/CelluloseChemTechnol.2023.57.60

Sarkar, S., Bar, N., & Das, S. (2022). Column study for the Cu(II) removal by the coconut shell from aqueous solution – MLR and GA modeling. *Journal of Environmental Engineering and Landscape Management*, 30(2), 331-341. doi:10.3846/jeelm.2022.16764

Shannon, R. D. (1976). Revised effective ionic radii and systematic studies of interatomic distances in halides and chalcogenides. *Acta Crystallographica Section A*, 32(5), 751–767. <https://doi.org/10.1107/S0567739476001551>

Skousen, J., & Ziemkiewicz, P. (1996). *Acid mine drainage control and treatment* (Vol. 2). Morgantown: National Mine Land Reclamation Center, West Virginia University. doi:10.2134/agronmonogr41.c6

Statista. (22 de Marzo de 2022). *¿Qué países corren mayor riesgo de quedarse sin agua?* Obtenido de <https://es.statista.com/grafico/23730/vulnerabilidad-al-estres-hidrico-alrededor-del-mundo/>

Tariq, M., Farook, U., Athar, M., & Salman, M. (2019). Biosorption of Cu(II) from aqueous solution onto immobilized *Ficus religiosa* branch powder in a fixed bed column: Breakthrough curves and mathematical modeling. *Korean Journal of Chemical Engineering*, 36(1), 48-55. doi:<https://doi.org/10.1007/s11814-018-0189-3>

Valencia, J., & Castellar, G. (2013). Prediction of breakthrough curves for the removal of lead (II) in aqueous solution onto activated carbon in a packed column. *Rev. Fac. Ing. Univ. Antioquia*, 66, 141-158. Obtenido de http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_abstract&pid=S0120-62302013000100012

Vergara, P. (2015). *Diseño conceptual de un proceso industrial para la remoción de metales pesados presentes en RILes mineros mediante el uso de bioadsorbentes*. Santiago: Universidad de Chile.

Wanja, N., E, Murungi, J., Wanjau, R., & Hassanali, A. (2016). Application of chemically modified avocado seed for removal of Copper (II), Lead(II), and Cadmium(II) ions from aqueous solutions. *International Journal of Research in Engineering and Applied Sciences*, 1-15.

Webb, P. (2003). Introduction to Chemical Adsorption Analytical Techniques and their Applications to Catalysis. *MIC Technical Publications*.

WRI. (21 de Marzo de 2024). *Statista*. Obtenido de <https://es.statista.com/grafico/31943/relacion-proyectada-entre-la-demanda-y-la-disponibilidad-de-agua--nivel-de-estres-hidrico/>

Zgolli, A. S. (2024). Purification of Pesticide-Contaminated Water Using Activated Carbon from Prickly Pear Seeds for Environmentally Friendly Reuse in a Circular Economy. *Sustainability*, *16*, 406. doi:10.3390/su16010406

Zhu, Y., Kolar, P., Shah, S., Cheng, J., & Lim, P. (2016). Avocado seed-derived activated carbon for mitigation of aqueous ammonium. *Industrial Crops and Products*, *92*, 34-41. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.indcrop.2016.07.016>

11. ANEXOS

11.1. Anexo A: Longitud de ondas y grupos funcionales asociados

A continuación, se presenta la Tabla 17 con la frecuencia y tipo de vibración para identificar grupos funcionales.

Tabla 17: Grupos funcionales asociados a frecuencia emitida (Rubinson & Rubinson, 2000).

	Tipo de vibración	Frecuencia (cm ⁻¹)
C-H	Alcanos (tensión)	3000-2850
	-CH ₃ (flexión)	1450 y 1375
	-CH ₂ - (flexión)	1465
	Alquenos (tensión)	3100-3000
	Alquenos (fuera del plano de flexión)	1000-650
	Aromáticos (tensión)	3150-3050
	Aromáticos (fuera del plano de flexión)	900-690
	Alquino (tensión)	ca. 3300
	Aldehídos	2900-2800
		2800-2700
C-C	Alquenos	No interpretable
C=C	Alqueno	1680-1600
	Aromáticos	1600 y 1475
C≡C	Alquino	2250-2100
	Aldehído	1740-1720
C=O	Cetona	1725-1705
	Ácidos carboxílicos	1725-1700
	Éster	1750-1730
	Amida	1670-1640
	Anhídridos	1810 y 1760
	Cloruro ácido	1800
C-C	Alcoholes, éteres, ésteres ácidos carboxílicos	1300-1000
O-H	Alcoholes, fenoles Libre	3650-3600
	Alcoholes, enlace H	3500-3200

	Ácidos carboxílicos	3400-2400
N-H	Aminas y amidas primarias y secundarias (tensión)	3500-3100
	Aminas y amidas primarias y secundaria (flexión)	1640-1550
C-N	Aminas	1350-1000
C=C	Iminas y oximas	1690-1640
C≡N	Nitrilos	2260-2240
X=C=Y	Alenos, quetanos, isocianatos, isotiocianatos	2270-1950
N=O	Nitro (R-NO ₂)	1550 y 1350
S-H	Mercaptanos	2550
	Sulfóxidos	1050
S=O	Sulfones, cloruros de sulfónidos	1375-1300 y
	Sulfatos, sulfoamidas	1200-1140
C-X	Fluoruro	1400-1000
	Cloruro	800-600
	Bromuro, ioduro	<667

11.2. Anexo B: Preparación de soluciones NaOH y HCl

Se prepararon soluciones de NaOH 0,1 M, 1 M, 3 M, 5 M y 10 M, para ajustar el pH de las soluciones en pruebas de pH carga cero. Para ello se masó la cantidad necesaria de hidróxido de sodio sólido (marca Emsure, grado analítico, Alemania), de acuerdo con la Tabla 17, para alcanzar la concentración deseada, utilizando una balanza semi-analítica (modelo PS 1000.R1, marca Radwag, Polonia). En una probeta de 100 mL se añadieron 100 mL de agua previamente hervida, los cuales fueron transferidos a un vaso precipitado de 500 mL. Bajo campana de extracción, se incorporó lentamente el hidróxido de sodio al agua mientras se agitaba constantemente con una varilla de vidrio para asegurar su completa disolución. Luego, se agregó más agua hervida hasta completar un volumen total de 250 mL y se dejó enfriar la solución. Una vez fría, la solución fue trasvasijada a un frasco de vidrio de 250 mL, previamente rotulado con la concentración correspondiente. Finalmente, se repitió el mismo procedimiento para preparar la segunda concentración deseada.

Para determinar la cantidad de hidróxido de sodio necesario para alcanzar dichas concentraciones, se utilizará la ecuación (17):

$$m_{NaOH} = C_{NaOH} \cdot V \cdot PM_{NaOH} \quad (17)$$

Donde:

m_{NaOH} : masa hidróxido de sodio en g.

C_{NaOH} : concentración deseada de hidróxido de sodio en M.

V : Volumen total en L.

PM_{NaOH} : peso molecular de hidróxido de sodio en g/mol.

Tabla 18: Masa de NaOH requerida para diferentes concentraciones.

Concentración, M	Masa de NaOH, g
0,1	1,01
1	10,10
3	30,30
5	50,50
10	101,00

Para la preparación de soluciones de HCl 0,1 M, 1 M, 3 M, 5 M y 10 M, se añadió en una probeta la cantidad de agua destilada tipo II requerida para cada concentración, de acuerdo con la Tabla 18 y luego se trasvasijó a un matraz de aforo de 250 mL. A continuación, se añadió el volumen de ácido clorhídrico al 37 % v/v (Winkler, grado analítico, Chile) utilizando una probeta y luego fue agregado al matraz en donde se agitó de manera suave. Posteriormente, la solución preparada fue trasvasijada a un frasco de vidrio de 250 mL previamente rotulado con la concentración correspondiente. Finalmente, se repitió el procedimiento para preparar la segunda concentración deseada.

Para determinar la cantidad de ácido clorhídrico necesario para alcanzar dichas concentraciones, se utilizará la ecuación (18):

$$V_{HCl} = \frac{V \cdot PM_{HCl} \cdot C_{HCl}}{\rho_{HCl} \cdot 0,37} \quad (18)$$

Donde:

ρ_{HCl} : densidad del ácido clorhídrico en g/L.

PM_{HCl} : peso molecular del ácido clorhídrico en g/mol.

C_{HCl} : concentración deseada de ácido clorhídrico en M.

V : Volumen total en L.

Tabla 19: Volúmenes de HCl y agua tipo III requeridos para concentraciones entre 0,1 y 10 M.

Concentración, M	Volumen de HCl, mL	Volumen de agua, mL
0,1	2,07	247,93
1	20,70	229,30
3	62,11	187,89
5	103,51	146,49
10	207,02	42,98

11.3. Anexo C: Método para medir el cobre disuelto en la solución

Powder pillow procedure (Method 8506)









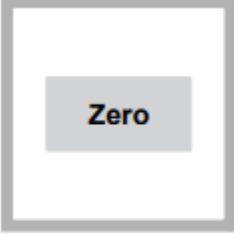


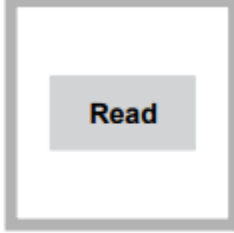
 <p>Start</p>	 <p>10 mL</p>		
<p>1. Start program 135 Copper, B1c1n. For information about sample cells, adapters or light shields, refer to Instrument-specific information on page 1.</p>	<p>2. Prepare the sample: Fill a sample cell with 10 mL of sample.</p>	<p>3. Add the contents of one CuVer 1 Copper Reagent powder pillow.</p>	<p>4. Swirl to mix.</p>
 <p>02:00</p>	 <p>10 mL</p>		
<p>5. Start the instrument timer. A 2-minute reaction time starts. The sample shows a purple color when copper in the sample mixes with the reagent powder. Undissolved powder does not affect accuracy.</p>	<p>6. Prepare the blank: Fill a second sample cell with 10 mL of sample.</p>	<p>7. Clean the blank sample cell.</p>	<p>8. Insert the blank into the cell holder.</p>
 <p>Zero</p>			 <p>Read</p>
<p>9. Push ZERO. The display shows 0.00 mg/L Cu.</p>	<p>10. Clean the prepared sample cell.</p>	<p>11. Within 30 minutes after the timer expires, insert the prepared sample into the cell holder.</p>	<p>12. Push READ. Results show in mg/L Cu.</p>

Figura 25: Procedimiento para determinar concentración de cobre (Hach, 2024).

11.4. Anexo D: Método para medir el hierro disuelto en la solución


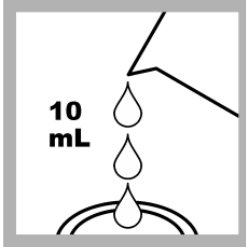
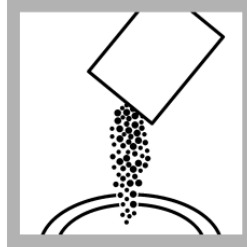
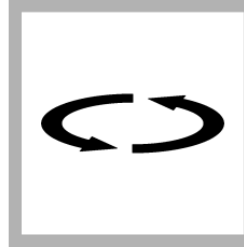

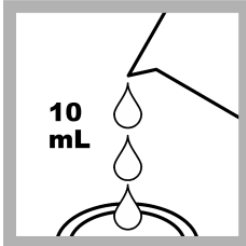

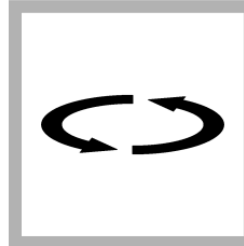
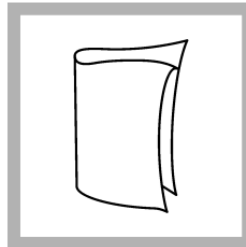
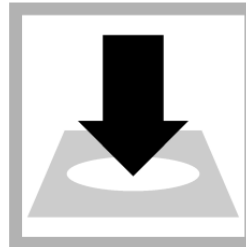
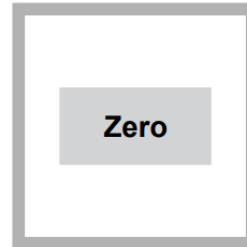
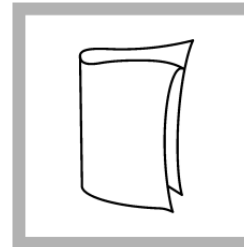
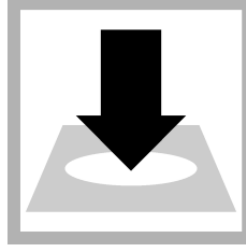
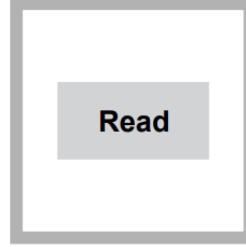
			
<p>1. Start program 270 Iron, TPTZ. For information about sample cells, adapters or light shields, refer to Instrument-specific information on page 1.</p>	<p>2. Prepare the sample: Fill a sample cell with 10 mL of sample.</p>	<p>3. Add the contents of one 10-mL TPTZ Iron Reagent Powder Pillow to the prepared sample.</p>	<p>4. Swirl the sample cell for at least 30 seconds to mix.</p>
			
<p>5. Start the instrument timer. A 3-minute reaction time starts. Prepare the blank during the reaction time.</p>	<p>6. Prepare the blank: Fill a sample cell with 10 mL of deionized water.</p>	<p>7. Add the contents of the contents of one 10-mL TPTZ Iron Reagent Powder Pillow to the blank.</p>	<p>8. Swirl the sample cell for at least 30 seconds to mix.</p>
			
<p>9. When the timer expires, clean the blank sample cell.</p>	<p>10. Insert the blank into the cell holder.</p>	<p>11. Push ZERO. The display shows 0.000 mg/L Fe.</p>	<p>12. Clean the prepared sample cell.</p>
			
<p>13. Insert the prepared sample into the cell holder.</p>	<p>14. Push READ. Results show in mg/L Fe.</p>		

Figura 26: Procedimiento para determinar concentración de hierro (Hach, 2024).