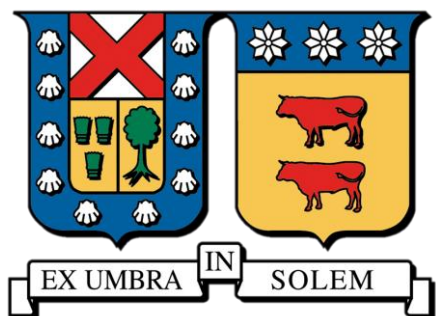


UNIVERSIDAD TÉCNICA FEDERICO SANTA MARÍA
DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA QUÍMICA Y AMBIENTAL
VALPARAÍSO – CHILE



**BIOSORCIÓN DE Cu(II) EN COLUMNA DE LECHO FIJO
EMPLEANDO *ARISTOTELIA CHILENSIS* EN SOLUCIÓN
SINTÉTICA**

LEONARDO ANDRÉS GUTIÉRREZ FERNÁNDEZ

**MEMORIA DE TITULACIÓN PARA OPTAR AL TÍTULO DE
INGENIERO CIVIL AMBIENTAL**

PROFESOR GUÍA

HENRIK HANSEN

PROFESORA CORREFERENTE

CLAUDIA GUTIÉRREZ

MARZO 2026



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: Biosorción de Cu(II) en columna de lecho fijo empleando *Aristotelia chilensis* en solución sintética

Nombre del candidato(a): Leonardo Andrés Gutiérrez Fernández

Carrera / Grado: Ingeniería Civil Ambiental

Campus: Casa Central, Valparaíso **Departamento:** Ingeniería Civil Química y Ambiental

2.- VALIDACIÓN DEL PROFESOR GUÍA/DIRECTOR DE TESIS

Yo, Knud Henrik Hansen Kirstein, 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 (marcar una opción)

☒ 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 (**marcar una opción**):

☐ 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: 20/08/2026

Firma:

Estudiante o Candidato(a):

Fecha: 20/08/2026

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.



RESUMEN EJECUTIVO

La presencia de metales pesados en residuos industriales líquidos asociados a la minería y metalurgia representa un riesgo ambiental relevante, lo que motiva la búsqueda de tecnologías sustentables y de bajo costo frente a métodos convencionales. En este trabajo se evalúa la biosorción de Cu(II) en columna de lecho fijo utilizando biomasa deshidratada de *Aristotelia chilensis* (maqui), una especie endémica de Chile, como material adsorbente con el objetivo de analizar su desempeño y estudiar la influencia de variables operacionales claves de este proceso.

Para ello se opera una columna a escala de laboratorio alimentada con soluciones sintéticas de cobre a pH 4,0, en un rango de concentraciones iniciales 50, 100 y 200 [mg/L], considerando dos alturas de lecho (10 y 20 [cm]), y dos tamaños de partículas (425-850 [μ m] y 850-2000 [μ m]). La cuantificación de Cu(II) en el efluente se realiza mediante espectrofotometría de absorción atómica, obteniéndose las curvas de ruptura correspondientes a cada condición.

Los resultados muestran que *Aristotelia chilensis* es capaz de remover una fracción del cobre disuelto, alcanzando remociones del orden de 10-40% y capacidades de adsorción en el rango 1-8 [mg/g], dependiendo de la configuración de operación. En general, la mayor altura de lecho favorece la remoción, especialmente para concentraciones iniciales bajas e intermedias, mientras que el uso de partículas más finas no siempre se traduce en una mejora, debido a la compactación del lecho, la reducción de porosidad efectiva y la aparición de canalización. El ajuste de modelos dinámicos (Adams-Bohart, Thomas, Yoon-Nelson y Dosis-Respuesta) permite reproducir parcialmente la tendencia no ideal de la columna. En conjunto, el estudio demuestra que *A. chilensis* presenta potencial como biosorbente para la remoción de Cu(II) en sistemas de lecho fijo, pero también evidencia la necesidad de optimizar el diseño del lecho y las condiciones operacionales para mejorar la eficiencia global del proceso y acercarlo a escenarios de aplicación real.



AGRADECIMIENTOS

A mis padres, por su amor infinito y por su apoyo incondicional incluso desde más allá de este plano. Por apoyarme en dejar el nido y acompañarme en cada uno de los pasos de mi vida. Por recibirme siempre con una sonrisa y abrazo tras meses de distancia, por creer en mí y en mis capacidades. Los admiro con todo mi corazón. Este logro es por ustedes.

A mi hermano Benjamín, por nunca dejarme solo y por ser siempre mi farolito al final del camino. Por tus abrazos cálidos que me entregan firmeza y confianza en cada palmada. Gracias por mostrarme de lo que soy capaz y por no soltarme la mano nunca. Esto también es gracias a ti.

A *Toby*, uno más de la familia, gracias por recibirme siempre con tu colita moviéndose a toda velocidad, incluso cuando desaparecía por meses y eras el único que no sabía cuándo volvería. Gracias por tu calidez y por ese abrigo en los días en que más costaba levantarse.

A Martín, mi pilar en Valparaíso, mi cable a tierra, mi orejita y hombro de cada día. Compañero de carrera, *roomie*, *runner bro* y mi mejor amigo, que más podría pedirle a la vida. Nuestros nombres siempre estarán juntos en cada trabajo que hicimos, es decir, en todos. Y también en los recuerdos más lindos de esta etapa, que sin duda no habría sido la misma sin ti.

A los *kerus*, Nicolás, Victoria, Dennis y Pablo, gracias por permitirme ser parte de sus vidas, por amistades tan reales y genuinas, por cada cafecito, charla, abrazo y aliento. Por quererme y permitirme ser tal cual soy. Por hacer que el paso por la universidad fuera más amable y ligero.

A los amigos que hice en el camino, María Antonieta, Belén, Trinidad, Tamara, Francisco y Antonia. Por llenar mis días de historias compartidas, compañía auténtica y risas interminables.

A mis amigos de Osorno, en especial a Bárbara, por recargarme de energía cada vez que volvía y por no olvidarse nunca de su viejo amigo.

Al *team calor*, especialmente a Angela, por confiar en mí y creer en lo que ni yo mismo creía que era capaz de hacer.

A Claudia Gutiérrez, al Profesor Henrik y a Ana González, por su guía desde el primer momento, así como por su amabilidad y disposición constante durante el desarrollo de esta memoria.



ÍNDICE DE CONTENIDOS

RESUMEN EJECUTIVO	II
AGRADECIMIENTOS	III
ÍNDICE DE CONTENIDOS	IV
ÍNDICE DE FIGURAS.....	VII
ÍNDICE DE TABLAS	IX
1. INTRODUCCIÓN	1
2. OBJETIVOS Y ALCANCE	3
2.1 Objetivo general.....	3
2.2 Objetivo específico	3
2.3 Alcance	3
3. ANTECEDENTES	4
3.1 Metales pesados	4
3.1.1 Cobre.....	4
3.1.2 Normativa ambiental aplicable al Cobre.....	6
3.2 Tratamiento de efluentes industriales líquidos que contienen metales pesados	8
3.2.1 Tratamientos electroquímicos.....	8
3.2.2 Tratamientos con membranas de filtración.....	9
3.2.3 Tratamientos fisicoquímicos.....	11
3.3 Biosorción.....	14
3.3.1 Biosorbentes.....	15
3.3.2 Mecanismos de Biosorción	16
3.3.3 Factores que afectan la biosorción.....	17
3.3.4 Manejo y disposición del biosorbente saturado	20



3.3.5 Revisión de la literatura sobre biosorbentes de origen vegetal.....	21
3.3.6 <i>Aristotelia chilensis</i>	23
3.3.7 Cuantificación de la capacidad de retención del biosorbente	24
3.3.8 Dinámica de la columna y modelado matemático	25
3.3.9 Análisis estadístico.....	28
4. METODOLOGÍA	30
4.1 Materiales, equipos y reactivos.....	30
4.1.1 Materiales.....	30
4.1.2 Equipos	30
4.1.3 Reactivos.....	31
4.2 Preparación del biosorbente	32
4.2.1 Reducción de tamaño	32
4.2.2 Clasificación por tamaño de partícula.....	33
4.3 Preparación de la solución sintética.....	33
4.3.1 Solución de cobre.....	33
4.3.2 Solución para ajustar el pH.....	33
4.4 Experimentos de biosorción.....	34
4.5 Análisis de muestras	36
5. RESULTADOS.....	37
5.1 Diseño experimental	37
5.2 Determinación del efecto de los parámetros operacionales por tamaño de partícula	37
5.2.1 Partículas gruesas (850-2000 μm)	38
5.2.2 Partículas finas (425-850 μm).....	39
6. ANÁLISIS Y DISCUSIÓN	42



6.1 Análisis por tamaño de partícula.....	42
6.1.1 Partículas gruesas.....	42
6.1.2 Partículas finas	48
6.2 Ajuste de modelos matemáticos.....	55
7. CONCLUSIONES	61
8. RECOMENDACIONES.....	63
9. REFERENCIAS.....	64



ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 a) Formato de venta de hojas de <i>Aristotelia chilensis</i> deshidratado. b) Árbol <i>Aristotelia chilensis</i> c) Frutos <i>Aristotelia chilensis</i>	23
Figura 2. Curva de ruptura típica. Fuente: (Calero y otros, 2009).....	25
Figura 3. Molino de alta velocidad modelo FW200	32
Figura 4. Equipos utilizados en el tamizado a) Tamiz W.S. TYLER N°20 b) Shaker orbital FINEPCR modelo SH30	33
Figura 5. Instalación de la operación	34
Figura 6. Diagrama general del experimento de biosorción	35
Figura 7. Curva de ruptura para la biosorción de Cu(II) a distintas alturas de lecho ($C_0 = 50$ [mg/L], tamaño de partícula = 850-2000 [μm])	43
Figura 8. Curva de ruptura para la biosorción de Cu(II) a distintas alturas de lecho ($C_0 = 100$ [mg/L], tamaño de partícula = 850-2000 [μm]).....	44
Figura 9. Curva de ruptura para la biosorción de Cu(II) a distintas alturas de lecho ($C_0 = 200$ [mg/L], tamaño de partícula = 850-2000 [μm]).....	45
Figura 10. Capacidad de adsorción (q_e) y porcentaje de remoción de Cu(II) en función de la concentración inicial de alimentación (altura de lecho = 10[cm] y tamaño de partícula = 850-2000[μm])	46
Figura 11. Efecto de la concentración inicial de alimentación sobre el perfil de ruptura en lecho fijo (altura de lecho=10[cm] y tamaño de partícula=850-2000[μm]).....	46
Figura 12. Capacidad de adsorción (q_e) y porcentaje de remoción de Cu(II) en función de la concentración inicial de alimentación (altura de lecho = 20[cm] y tamaño de partícula = 850-2000[μm])	47
Figura 13. Efecto de la concentración inicial de alimentación sobre el perfil de ruptura en lecho fijo (altura de lecho=20[cm] y tamaño de partícula=850-2000[μm]).	48
Figura 14. Curva de ruptura para la biosorción de Cu(II) a distintas alturas de lecho ($C_0 = 50$ [mg/L], tamaño de partícula = 425-850 [μm]).....	50
Figura 15. Curva de ruptura para la biosorción de Cu(II) a distintas alturas de lecho ($C_0 = 100$ [mg/L], tamaño de partícula = 425-850 [μm]).....	50



Figura 16. Curva de ruptura para la biosorción de Cu(II) a distintas alturas de lecho ($C_0 = 200$ [mg/L], tamaño de partícula = 425-850 [μm]).....	51
Figura 17. Evolución del pH durante el proceso de biosorción, E8. ($C_0 = 50$ [mg/L], tamaño de partícula = 425-850 [μm]).....	51
Figura 18. Capacidad de adsorción (q_e) y porcentaje de remoción de Cu(II) en función de la concentración inicial de alimentación (altura de lecho = 10[cm] y tamaño de partícula = 425-850 [μm])	53
Figura 19. Efecto de la concentración inicial de alimentación sobre el perfil de ruptura en lecho fijo (altura de lecho=10[cm] y tamaño de partícula=425-850 [μm]).....	53
Figura 20. Capacidad de adsorción (q_e) y porcentaje de remoción de Cu(II) en función de la concentración inicial de alimentación (altura de lecho = 20[cm] y tamaño de partícula = 425-850 [μm])	54
Figura 21. Efecto de la concentración inicial de alimentación sobre el perfil de ruptura en lecho fijo (altura de lecho=20[cm] y tamaño de partícula=425-850 [μm]).....	55
Figura 22. Comparativa de datos experimentales (E2) con modelos teóricos	57
Figura 23. Comparativa de datos experimentales (E10) con modelos teóricos.....	57
Figura 24. Gráfica de los datos experimentales con su desviación (E2) en el modelo de Dosis-Respuesta	59



ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Decretos relacionados a la descarga y límites máximos permisibles de cobre en Chile ..	7
Tabla 2. Comparación de tratamientos para efluentes con metales pesados	13
Tabla 3. Revisión bibliográfica de estudios de la remoción de metales pesados con biosorbentes de origen vegetal	22
Tabla 4. Resumen de las variables experimentales	35
Tabla 5. Condiciones operacionales de los ensayos en columna	37
Tabla 6. Resultados experimentales de Cobre ($Q=10-11$ [mL/min], t operación = 2 [h], tamaño de partícula = 850-2000 [μm] y $\text{pH}=4$)	38
Tabla 7. Resultados experimentales de operación del E2	38
Tabla 8. Resultados experimentales de Cu^{2+} con <i>Aristotelia chilensis</i> , E2 ($C_0=100$ [mg/L], $Q=10-11$ [mL/min], t operación=2[h], altura de empacado=20[cm], tamaño de partícula=850-2000[μm] y $\text{pH}=4$)	38
Tabla 9. Resultados experimentales de Cobre ($Q=10-11$ [mL/min], t operación = 2 [h], tamaño de partícula = 425-850 [μm] y $\text{pH}=4$)	39
Tabla 10. Resultados experimentales de operación del E10	40
Tabla 11. Resultados experimentales de Cu^{2+} con <i>Aristotelia chilensis</i> , E10 ($C_0=50$ [mg/L], $Q=10-11$ [mL/min], t operación=2[h], altura de empacado=20[cm], tamaño de partícula=425-850[μm] y $\text{pH}=4$)	40
Tabla 12. Parámetros de los modelos estudiados	55



1. INTRODUCCIÓN

La contaminación por metales pesados en cuerpos de agua constituye uno de los problemas ambientales más relevantes de las últimas décadas, debido a que su presencia en aguas potables y residuales a menudo se encuentra por encima de los niveles permitidos (Tuzen & Sari, 2008). Los iones metálicos presentes en el ambiente tienden a biomagnificarse a lo largo de la cadena alimentaria, acumulándose en los tejidos de los organismos. En consecuencia, los efectos tóxicos de los metales pesados se manifiestan principalmente en las especies que se encuentran en los niveles tróficos superiores, incluidos los seres humanos. Estos metales al ser vertidos en ecosistemas acuáticos, se adhieren a materiales en suspensión, depositándose en los sedimentos, por lo que las rutas más directas para la exposición humana corresponden al consumo directo de agua o alimentos obtenidos del río contaminado (Sulaymon y otros, 2013). Las fuentes más comunes de contaminación por dichos metales son los procesos de refinación del petróleo, plantas generadoras de energía y los procesos metalúrgicos (Acosta y otros, 2007).

Entre estos contaminantes, se encuentra el cobre (Cu), que, si bien su consumo es fundamental en pequeñas cantidades, un exceso de este puede causar efectos gastrointestinales en humanos, como vómitos y náuseas. E ingerir cantidades de cobre mayores de las recomendadas por un tiempo prolongado puede llegar a causar enfermedades renales y/o hepáticas graves (Agency for Toxic Substances and Disease Registry, 2015). Este metal es actualmente uno de los más utilizados en la industria manufacturera, eléctrica, electrónica y química, destacando su uso en la fabricación de maquinaria, automóviles, cables conductores y como material bactericida (SERNAGEOMIN, 2023). Sin embargo, las actividades asociadas a su extracción y procesamiento, como la minería, fundición y la generación de relaves, son fuentes significativas de contaminación ambiental, incluyendo emisiones al aire, infiltraciones en el agua y depósitos de desechos con metales tóxicos. En países con una fuerte dependencia de la industria extractiva, como Chile, la minería del cobre se constituye como la principal actividad responsable de liberar este metal hacia el medioambiente (Universidad de Chile, 2024).

La remoción y recuperación de iones metálicos presentes en aguas residuales puede llevarse a cabo mediante distintas técnicas fisicoquímicas, entre ellas se encuentra el intercambio iónico, la evaporación, la precipitación química, la separación por membranas (Sulaymon y otros, 2013) y



la adsorción (MONGE-AMAYA y otros, 2008). Si bien, estos métodos han demostrado ser efectivos, presentan importantes limitaciones cuando se aplican a efluentes industriales con soluciones metálicas diluidas. Entre sus principales desventajas se encuentran los elevados costos energéticos y de consumo de productos químicos, lo que los hace poco viables económicamente en concentraciones bajas de metales pesados. Asimismo, la precipitación química, aunque ampliamente utilizada, genera lodos residuales que representan un nuevo desafío ambiental debido a la necesidad de su almacenamiento y disposición adecuada (MONGE-AMAYA y otros, 2008).

En este contexto, la biosorción surge como una alternativa sostenible y de bajo costo ya que este proceso utiliza biomasa de origen microbiano, algal o vegetal para retener metales pesados mediante mecanismos como intercambio iónico, complejación y adsorción superficial (Veglio & Beolchini, 1997). Dentro de las especies vegetales con potencial biosorbente, las plantas nativas han despertado interés, pues su abundancia y composición química favorecen interacciones con iones metálicos.

En este estudio se evalúa la capacidad del maqui (*Aristotelia chilensis*), especie endémica de Chile, como biosorbente para la remoción de cobre (Cu^{2+}) desde una solución sintética, mediante un proceso continuo en columna de lecho fijo. Es importante destacar que investigaciones previas desarrolladas en la Universidad Técnica Federico Santa María han evidenciado que *A. chilensis* presenta un alto potencial en la eliminación de Cd^{2+} y Cu^{2+} cuando se emplea en sistemas discontinuos por lotes, lo que respalda su pertinencia como material para aplicaciones de biorremediación en condiciones de flujo continuo.



2. OBJETIVOS Y ALCANCE

2.1 Objetivo general

Evaluar la factibilidad de utilizar biomasa de *Aristotelia chilensis* como biosorbente en columnas de lecho fijo para la remoción de cobre desde un RIL sintético, mediante el análisis de curvas de ruptura y el ajuste a modelos dinámicos de adsorción.

2.2 Objetivo específico

- Realizar ensayos de biosorción en columna de lecho fijo, variando parámetros operacionales como altura de lecho, tamaño de partícula y concentración inicial de Cu(II), para obtener curvas de ruptura y determinar la capacidad de adsorción y porcentajes de remoción.
- Ajustar los datos experimentales a los modelos dinámicos de columna, determinando los parámetros cinéticos y de diseño asociados, y evaluando la calidad de ajuste mediante indicadores estadísticos.

2.3 Alcance

La presente investigación comprende el estudio del proceso de biosorción de cobre en un sistema continuo de lecho fijo, utilizando como material adsorbente biomasa vegetal proveniente de la especie endémica chilena *Aristotelia chilensis*. Luego, se evalúa el efecto de la concentración inicial, la variación de la altura de lecho y la influencia de la granulometría, registrando la evolución del pH en el efluente desde el tiempo cero. Toda la etapa experimental se desarrolla a escala de laboratorio bajo condiciones controladas de temperatura y flujo. La investigación utiliza soluciones sintéticas monocomponentes de cobre preparadas con agua destilada, por lo que los resultados no consideran el efecto de competencia iónica o la complejidad de matrices reales presentes en aguas residuales industriales.



3. ANTECEDENTES

3.1 Metales pesados

Los metales pesados son elementos químicos de alta densidad, generalmente superior a 5 (g/cm³) y que, debido a sus propiedades, pueden afectar negativamente al medio ambiente y a los organismos vivos. Algunos de estos metales son considerados esenciales en bajas concentraciones, ya que cumplen funciones bioquímicas y fisiológicas necesarias para el metabolismo celular. Sin embargo, cuando sus niveles superan ciertos umbrales, se vuelven nocivos y pueden alterar el funcionamiento del organismo, causando daños a la salud (Jaishankar y otros, 2014).

Debido a su carácter no biodegradable, presentan gran persistencia y tienden a acumularse en suelos, agua y organismos vivos, generando efectos adversos a largo plazo. Esta permanencia facilita su bioacumulación en los tejidos y su biomagnificación a través de las cadenas tróficas, alcanzando concentraciones elevadas en organismos de niveles superiores. Diversos estudios han evidenciado que la exposición prolongada a estos elementos, incluso en bajas concentraciones, puede ocasionar alteraciones neurológicas, renales, cardiovasculares y contribuir al desarrollo de cáncer, constituyéndose en una amenaza para la salud humana (Jomova y otros, 2025).

Los metales pesados más comunes en las aguas residuales son el arsénico, el cadmio, el cromo, el cobre, el plomo, el níquel y el zinc. Estos pueden entrar en el medio ambiente por medios naturales y a través de las actividades humanas. Entre las fuentes naturales se encuentra la erosión del suelo y la meteorización de la corteza terrestre, mientras que, entre las de origen humano, destacan la actividad minera, los efluentes industriales, la escorrentía urbana, el vertido de aguas residuales y el uso de agentes de control de plagas en los cultivos, entre otros (Jaishankar y otros, 2014).

3.1.1 Cobre

El cobre es un elemento químico, con un peso atómico de 63,546 (g/mol), dos isótopos naturales estables (⁶³Cu y ⁶⁵Cu) y nueve isótopos inestables. Es un metal del grupo 11 de la tabla periódica caracterizado por su baja reactividad química, naturaleza paramagnética y su alta conductividad térmica y eléctrica. Posee una estructura electrónica que facilita la formación de los estados de oxidación +1 (cuproso) y +2 (cúprico), siendo este último el más habitual. Dentro de sus propiedades físicas, el cobre presenta una densidad de 8,96 (g/cm³) a 20 (°C), punto de ebullición



de 2.567 ($^{\circ}\text{C}$) y fusión 1.083 ($^{\circ}\text{C}$). La principal fuente de cobre proviene de minerales de cobre sulfurados, como la calcocita (Cu_2S), covelita (CuS), calcopirita (CuFeS_2), bornita (Cu_5FeS_4) y la enargita (Cu_3AsS_4). También proviene de minerales de cobre oxidados, como la cuprita (Cu_2O), tenorita (CuO), malaquita ($\text{Cu}_2\text{CO}_3(\text{OH})_2$), azurita ($\text{Cu}_3(\text{CO}_3)_2(\text{OH})_2$), crisocola ($(\text{Cu},\text{Al})_4\text{H}_4(\text{OH})_8\text{Si}_4\text{O}_{10}\cdot n\text{H}_2\text{O}$) y brocancita ($\text{Cu}_4\text{SO}_4(\text{OH})_6$). De los numerosos compuestos de cobre que se conocen, solo unos cuantos son fabricados de manera industrial a gran escala, siendo uno de los más relevantes el sulfato de cobre (II) pentahidratado ($\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$), ampliamente utilizado en el ámbito agrícola, especialmente como fungicida e insecticida (Lenntech, 2023).

Actualmente, alrededor del 80% de la producción mundial de cobre proviene de minerales sulfurados mediante procesos pirometalúrgicos, y el resto se obtiene de minerales oxidados a través de la hidrometalurgia. Estas actividades antropogénicas constituyen la principal causa del incremento de los niveles ambientales de cobre, ya que la minería y fundición de minerales metálicos generan residuos sólidos como escorias, polvos y cenizas, además de efluentes líquidos y emisiones atmosféricas que contienen compuestos de este metal. A ello se suman otros usos industriales y agrícolas que liberan cobre al suelo, al aire y a los sistemas acuáticos, lo que favorece su acumulación en ecosistemas y cadenas tróficas, incrementando la exposición de organismos y seres humanos, lo que plantea riesgos potenciales para la salud y el medio ambiente (Izydorczyk y otros, 2021).

El cobre es uno de los elementos traza esenciales para el ser humano, ya que participa en diversos procesos fisiológicos, como la utilización del hierro, la actividad de enzimas involucradas en procesos bioenergéticos, la formación de tejido conectivo y la pigmentación de la piel. Se estima que una dieta equilibrada puede aportar entre 5 y 10 (mg) diarios de cobre, encontrándose en mayor concentración en alimentos como ostras, hígado, setas, nueces y chocolate. Sin embargo, el organismo solo absorbe aproximadamente un 30% del cobre ingerido, mientras que el resto se elimina principalmente a través de las heces. Este mineral se almacena principalmente en el hígado, riñones, músculos, corazón y cerebro. La deficiencia de cobre puede provocar alteraciones en la hematopoyesis, anemia, neutropenia y desmineralización ósea. Aunque su consumo es esencial para la salud, exposiciones prologadas o ingestas excesivas que derivan en intoxicaciones pueden ocasionar síntomas como vómitos, irritación, congestión y ulceración de las mucosas nasales y



faríngeas, además de hemólisis, necrosis hepática y otros efectos adversos que comprometen el funcionamiento renal y hepático (Gallego, 1987).

El cobre en el medio ambiente genera efectos sobre los ecosistemas, el suelo, el agua y la biodiversidad. Una vez liberado, este puede depositarse en suelos, ríos y cuerpos de agua, acumulándose debido a que no se degrada naturalmente. En los suelos, se fija a la materia orgánica y minerales, limitando su movilidad hacia aguas subterráneas, pero puede alcanzar aguas superficiales donde viaja largas distancias. La acumulación de este metal reduce la diversidad vegetal, afecta la productividad agrícola y altera la actividad de microorganismos y lombrices, disminuyendo la descomposición de materia orgánica (Lenntech, 2023).

3.1.2 Normativa ambiental aplicable al Cobre

En el marco de la normativa ambiental vigente en el territorio nacional, se establecen regulaciones específicas para la descarga de contaminantes en cuerpos de agua. Estas disposiciones establecen los límites máximos permisibles con el objetivo de prevenir la contaminación de estos, para mejorar la calidad ambiental de las aguas, de manera que éstas se mantengan o alcancen la condición impuesta, en conformidad con la Constitución y las Leyes de la República. Así, los decretos aplicables a las descargas de cobre son:

- **Decreto 46:** Establece norma de emisión de residuos líquidos a aguas subterráneas.
- **Decreto 90:** Establece norma de emisión para la regulación de contaminantes asociados a las descargas de residuos líquidos a aguas marinas y continentales superficiales.
- **Decreto 609:** Establece norma de emisión para la regulación de contaminantes asociados a las descargas de residuos industriales líquidos a sistemas de alcantarillado.

La Tabla 1 muestra los decretos previamente mencionados, en los cuales se especifican las descargas permitidas y los límites máximos establecidos por las normas de emisión en Chile, particularmente en lo referente a la regulación del cobre.



Tabla 1. Decretos relacionados a la descarga y límites máximos permisibles de cobre en Chile.

Decreto	Detalles de Descarga	Límite máximo permitido de Cu (mg/L)
	Establecimiento emisor.	1
Decreto 46 (BCN, 2003)	Límites máximos permitidos para la descarga de residuos líquidos en condiciones de vulnerabilidad media.	1
	Límites máximos permitidos para la descarga de residuos líquidos en condiciones de vulnerabilidad baja.	3
	Límites máximos permitidos para la descarga de residuos líquidos a cuerpos de agua fluviales.	1
	Límites máximos permitidos para la descarga de residuos líquidos a cuerpos de agua fluviales considerando la capacidad de dilución del receptor.	3
Decreto 90 (BCN, 2001)	Límites máximos permitidos para la descarga de residuos líquidos a cuerpos de aguas lacustres.	0,1
	Límites máximos permitidos para la descarga de residuos líquidos a cuerpos de agua marinos dentro de la zona de protección natural.	1
	Límites máximos permitidos para la descarga de residuos líquidos a cuerpos de agua marinos fuera de la zona de protección litoral.	3
Decreto 609 (BCN, 1998)	Caracterización de aguas servidas domésticas correspondiente a 100 habitantes.	1
	Límites máximos permitidos para descargas de efluentes que se efectúan a redes de alcantarillado que no cuenten con plantas de tratamiento de aguas servidas	3

Límites máximos permitidos para descargas de efluentes que se efectúan a redes de alcantarillado que cuenten con plantas de tratamiento de aguas servidas	3
---	---

3.2 Tratamiento de efluentes industriales líquidos que contienen metales pesados

Los efluentes líquidos industriales pueden contener metales que representan un riesgo ambiental y sanitario debido a su persistencia, toxicidad y bioacumulación. Al no ser biodegradables, su gestión se orienta a modificar su estado químico, separarlos y/o recuperarlos (Vidu y otros, 2020). Removerlos antes de la descarga es importante para evitar impactos sobre los cuerpos receptores, proteger los servicios ecosistémicos y cumplir con la normativa vigente. A continuación, se revisan diversos procesos destinados al tratamiento de efluentes líquidos contaminados con metales pesados.

3.2.1 Tratamientos electroquímicos

3.2.1.1 Electrocoagulación

Es un proceso en el que, mediante la aplicación de corriente eléctrica, se disuelven electrodos sacrificables de aluminio o hierro, liberando coagulantes que adsorben iones metálicos. Al mismo tiempo, microburbujas de H_2 y O_2 formadas en los electrodos favorecen la flotación de los contaminantes. Habitualmente se emplea aluminio para el tratamiento de agua y hierro para el tratamiento de aguas residuales. Entre sus ventajas destacan la alta eficiencia de remoción de partículas y metales, el diseño de planta compacto, un coste relativamente bajo y la posibilidad de automatización completa (Chen, 2004).

3.2.1.2 Electroflotación

Proceso que transporta contaminantes hacia la superficie del agua mediante pequeñas burbujas de hidrógeno y oxígeno generadas por electrólisis (Chen, 2004). Estas burbujas permiten la captura partículas hidrofóbicas o flóculos de hidróxidos metálicos, facilitando su separación. Una de sus ventajas es que las rejillas de electrodos pueden disponerse de manera que cubran toda la superficie del tanque de flotación, logrando una mezcla uniforme entre las aguas residuales y las burbujas de gas. El proceso produce una gran cantidad de burbujas muy pequeñas con mínima turbulencia, lo que permite la clarificación de efluentes que no se habrían considerado como aptos para ser utilizados con este método. Además, la producción de gas, el tiempo de residencia y otras



condiciones de operación se pueden verificar y controlar fácilmente. Opera a bajo voltaje (5-20 V), por lo que se considera un sistema seguro y fiable. La cantidad de gases generados depende de la densidad de corriente y la salinidad de la solución (Kyzas & Matis, 2016), mientras que la eficiencia de remoción está estrechamente ligada al tamaño de las burbujas. En cuanto al consumo energético, este se relaciona con el diseño de la celda, el material de los electrodos y parámetros de operación como la densidad de corriente y la conductividad del agua (Chen, 2004).

3.2.1.3 Electrodeposición

Es un método capaz de depositar metales de forma selectiva sobre materiales conductores, incluso cuando provienen de soluciones con baja concentración de iones metálicos (Stando y otros, 2021). Al aplicar una corriente eléctrica, los cationes metálicos presentes en el electrolito se reducen en el cátodo y se depositan formando una película metálica, mientras que en el ánodo el metal se oxida y libera nuevos iones al medio, cerrando el ciclo de disolución-deposición (Alsiment, 2022).

3.2.1.4 Electrooxidación

Es una técnica electroquímica que permite degradar compuestos orgánicos difíciles mediante oxidación directa en el ánodo o por generación *in situ* de oxidantes como radicales hidroxilo o hipoclorito. Los radicales hidroxilos son especialmente efectivos, aunque la eficacia depende del material del ánodo (Chen, 2004). No requiere agregado de químicos externos, pues los oxidantes se forman dentro de la celda, además, se suele acoplar con electrocoagulación para potenciar la remoción de contaminantes y optimizar costes y rendimiento (Chakchouk y otros, 2017).

3.2.2 Tratamientos con membranas de filtración

Actualmente, existe bastante interés en el desarrollo de membranas impulsadas por alta presión para la remoción de metales pesados, que operan principalmente mediante mecanismos de exclusión por tamaño y repulsión de carga de Donnan. Debido a la aplicación de alta presión, la resistencia a la compresión de la membrana es un indicador importante para medir su rendimiento (Xiang y otros, 2022).

3.2.2.1 Ultrafiltración

Es una de las técnicas de separación que emplea membranas semipermeables para retener metales pesados, macromoléculas y sólidos suspendidos, utilizando como fuerza impulsora gradientes de



presión o de concentración. Esta tecnología se caracteriza por presentar tamaños de poro en el rango de 5 a 20 nm, los cuales resultan superiores al diámetro de los iones metálicos disueltos. En consecuencia, la remoción de metales pesados en solución acuosa requiere estrategias complementarias, entre las que destacan la ultrafiltración mejorada con polímeros (PEUF) y la ultrafiltración mejorada con micelas (MEUF), que incrementan la eficiencia del proceso al facilitar la retención de los iones metálicos a través de complejación (Xiang y otros, 2022).

3.2.2.2 Nanofiltración

Técnica intermedia entre la ultrafiltración y la ósmosis inversa (Xiang y otros, 2022), con tamaños de poro que se sitúan aproximadamente entre 1 y 2 nm (Yang y otros, 2019). Las ventajas de esta metodología son el bajo requerimiento de energía, alta efectividad para la remoción de metales pesados, la facilidad de operación y la menor demanda de presión que la ósmosis inversa. Las membranas generalmente están compuestas de polímeros sintéticos que están cargados positiva y negativamente en la superficie, lo que ayuda a disociar los metales pesados y mejora el rendimiento de la membrana debido a la interacción electrostática entre la membrana y los iones metálicos (Xiang y otros, 2022).

3.2.2.3 Ósmosis inversa

Es un proceso en el cual la presión aplicada supera a la presión osmótica natural a través de una membrana semipermeable, forzando a las moléculas de agua a fluir en sentido contrario al gradiente osmótico. Las membranas utilizadas en este proceso presentan poros en el rango subnanométrico (aproximadamente 0,1-1 nm). Tradicionalmente, esta tecnología se ha utilizado principalmente en el proceso de desalinización, sin embargo, en la actualidad su aplicación se ha expandido al tratamiento de aguas residuales para la remoción de metales pesados. En comparación con la ultrafiltración y nanofiltración, la ósmosis inversa ofrece un desempeño superior tanto en la retención de iones metálicos como en la desalinización. No obstante, debido al riesgo de incrustaciones de la membrana, suele requerir etapas de pretratamiento destinadas a remover partículas coloidales. Cabe señalar que, dadas sus características de operación, este proceso demanda presiones significativamente más altas en relación con otras tecnologías de membranas, que van entre los 10 y 100 (bar) (Xiang y otros, 2022).



3.2.2.4 Electrodiálisis

Tecnología inicialmente empleada en el tratamiento de aguas salinas y salmueras, que en los últimos años ha cobrado relevancia para el tratamiento de aguas contaminadas con metales. Su principio de funcionamiento se basa en la migración de aniones y cationes a través de membranas selectivas de intercambio iónico, inducida por la aplicación de un campo eléctrico que actúa como fuerza impulsora del proceso. Este campo puede favorecer o limitar la migración de las especies iónicas, posibilitando tanto su separación como su recuperación. Entre sus principales ventajas se destacan la alta eficiencia en la separación de iones con diferentes cargas y su capacidad para operar en soluciones con bajas concentraciones metálicas. No obstante, también presenta limitaciones, como el alto consumo de energía, la dependencia de la eficiencia respecto a los parámetros operativos, la necesidad de ajustar el pH para ciertos metales y el riesgo de precipitación de metales en el sistema (Arana Juve y otros, 2022).

3.2.3 Tratamientos fisicoquímicos

3.2.3.1 Precipitación química

Es una técnica fisicoquímica utilizada para la remoción de metales pesados en aguas residuales, basada en la transformación de iones metálicos disueltos en compuestos insolubles, usualmente hidróxidos o sulfuros, los cuales pueden separarse posteriormente mediante procesos de sedimentación o filtración. En la precipitación de hidróxidos, se adicionan agentes alcalinos, como el carbonato de calcio (CaCO_3), óxido de calcio (CaO) o carbonato de sodio (Na_2CO_3), con el fin de incrementar el pH del medio. Este aumento de la alcalinidad reduce la solubilidad de los iones y, por consiguiente, su precipitación. En cambio, la precipitación de sulfuros metálicos emplea agentes como el sulfuro de sodio (Na_2S), hidrosulfuro de sodio (NaHS) o sulfuro de calcio (CaS), logrando solubilidades menores en un rango de pH más amplio. Entre sus principales ventajas destacan la simplicidad operativa y el bajo costo relativo de implementación. No obstante, presenta limitaciones, como la gran demanda de reactivos químicos, la necesidad de determinar la dosis óptima mediante pruebas de jarra complementadas con ensayos a escala de campo y la generación de grandes volúmenes de lodos que requieren manejo y disposición adecuados (Pohl, 2020).



3.2.3.2 Intercambio iónico

Es una técnica que emplea resinas o polímeros, tanto sintéticos como de origen natural, capaces de sustituir sus propios cationes por los metales presentes en la solución. Las resinas sintéticas son las más utilizadas, dado que han demostrado una alta eficacia en la remoción de prácticamente todos los metales pesados disueltos (Fu & Wang, 2011). Este método se considera uno de los más eficientes debido a su alta selectividad, su capacidad para procesar grandes volúmenes de agua residual (Jasim & Ajjam, 2024) y su rápida cinética de intercambio (Fu & Wang, 2011).

El desempeño del proceso depende de factores operativos como el pH, la concentración inicial de los metales, el tiempo de contacto y la competencia iónica en sistemas multicomponente. No obstante, presenta limitaciones, entre ellas la reducción de la eficiencia en presencia de iones competidores y la necesidad de ajustar el pH para mantener condiciones cercanas al rango óptimo de operación, además de la necesidad de regeneración de las resinas con reactivos químicos cuando se agotan, causando una grave contaminación secundaria (Fu & Wang, 2011).

3.2.3.3 Adsorción

Técnica basada en la fijación de iones metálicos sobre la superficie de materiales sólidos, que pueden ser de origen natural o sintético. Entre los adsorbentes más utilizados se encuentran el carbón activado, las zeolitas y las arcillas, debido a su alta área superficial y abundancia de grupos activos capaces de interactuar con los metales pesados (Babel & Kurniawan, 2003). Este proceso se considera eficaz y económico para el tratamiento de este tipo de aguas, además, ofrece flexibilidad en el diseño y la operación, y en muchos casos produce efluentes tratados de alta calidad (Fu & Wang, 2011). Entre sus principales ventajas se encuentran la amplia disponibilidad de materiales adsorbentes, el bajo costo relativo de algunos de ellos y la posibilidad de regeneración (Babel & Kurniawan, 2003). Sin embargo, presenta limitaciones asociadas a la saturación progresiva del adsorbente, la necesidad de regeneración o reemplazo frecuente y la disminución de la eficiencia en presencia de elevadas cargas contaminantes o de iones competidores y la eficiencia de adsorción depende del tipo de adsorbente.

A modo de síntesis, la Tabla 2 compara los tratamientos descritos en términos de sus ventajas y limitaciones.

Tabla 2. Comparación de tratamientos para efluentes con metales pesados.

Categoría	Tecnología	Ventajas	Limitaciones
Electroquímicos	Electrocoagulación	- Alta remoción - Planta compacta - Automatizable	- Dependencia de electrodos - Posible generación de lodos - Control operacional
	Electroflotación	- Burbujas finas - Baja turbulencia - Variables controlables - Bajo voltaje	- Consumo depende de la densidad de corriente - Eficiencia depende del tamaño de burbuja
	Electrodeposición	Recuperación selectiva incluso a baja concentración	Requiere superficies conductoras
	Electrooxidación	Sin químicos externos	Eficiencia depende del material del ánodo
Membranas	Ultrafiltración (UF)	Retiene macromoléculas y SS	- Por si sola no retiene iones - Requiere de polímeros o micelas
	Nanofiltración (NF)	- Menor energía y presión que OI - Alta efectividad	Requiere presión y control para mantener rendimiento
	Osmosis inversa (OI)	Mejor retención de iones + desalinización	- Incrustaciones - Requiere pre-tratamiento - Presiones altas (10-100 [bar])
	Electrodialisis (ED)	- Alta eficiencia - Opera a bajas concentraciones - Permite recuperación	- Alto consumo energético - Depende de parámetros - Ajuste de pH - Riesgo de precipitación

Fisicoquímicos	Precipitación química	- Fácil operación - Bajo costo relativo - Puede tratar altas concentraciones	- Alta demanda de reactivos - Test de jarras - Generación de lodos - Baja eficiencia para bajas concentraciones
	Intercambio iónico	- Alta selectividad - Procesa grandes volúmenes - Cinética rápida	- Competencia iónica - Ajuste de pH - Alto costo en resinas
	Adsorción	- Eficaz - Flexible - Efluente de alta calidad - Regenerable	- Saturación - Recambio - Sensible a cargas altas - Depende del adsorbente

En este contexto, si bien las alternativas descritas permiten alcanzar altas eficiencias de remoción, su aplicabilidad depende de restricciones operacionales específicas, tales como el consumo energético, los requerimientos de pretratamiento y la generación de lodos o corrientes concentradas. En particular, los tratamientos con membranas y algunos procesos electroquímicos pueden ofrecer efluentes de alta calidad, pero suelen implicar mayores costos y complejidad operativa, mientras que la precipitación química, aunque ampliamente utilizada, se asocia a una elevada producción de lodos. Bajo estas consideraciones, la biosorción, se presenta como una alternativa atractiva por su potencial bajo costo relativo y capacidad de remover metales a partir de materiales abundantes, justificando su evaluación experimental en el marco del presente estudio.

3.3 Biosorción

La biosorción es un proceso fisicoquímico que combina los conceptos de “bio”, el cual hace referencia al uso de materiales de origen biológico, como microorganismos, algas, hongos o residuos vegetales; y “sorción”, término que engloba tanto la absorción como la adsorción. Estos mecanismos suelen confundirse: la absorción ocurre cuando una sustancia llega a penetrar y se



dispersa en el interior de otra, mientras que la adsorción corresponde a la fijación de iones en la superficie de un sólido, ya sea mediante interacciones físicas o químicas. En este caso, el material acumulado en la interfaz es el adsorbato y la superficie sólida es el adsorbente (Gadd, 2009).

Este fenómeno permite la fijación de iones metálicos disueltos a través de mecanismos como la complejación, el intercambio iónico, la coordinación, la adsorción, las interacciones electrostáticas, la quelación y la precipitación. La adsorción, se ve favorecida por la presencia de grupos funcionales en la pared celular o en la superficie de los materiales biológicos, como grupos carboxilo, aminos, fosfatos, sulfatos, fenoles, hidroxilos entre otras, quienes tienen afinidad por iones metálicos (Wang & Chen, 2009) (Vijayaraghavan & Yun, 2008).

A diferencia de las tecnologías convencionales, la biosorción se caracteriza por su bajo costo, la rapidez de los procesos de fijación, así como por la posibilidad de regenerar el biosorbente y permitir la remoción y recuperación de metales pesados. Estas características, junto con su elevado rendimiento y la gran disponibilidad de materiales biológicos, la convierten en una alternativa eficiente y económica para el tratamiento de soluciones acuosas que contengan elementos metálicos (Wang & Chen, 2009).

3.3.1 Biosorbentes

Los biosorbentes corresponden a biomasa capaces de remover especies orgánicas o inorgánicas presentes en soluciones acuosas a través de secuestro fisicoquímico. Estos pueden clasificarse en biomasa viva, como hongos, algas o bacterias, y biomasa muerta, que incluye principalmente residuos agrícolas y madera. El uso de biomasa muerta se aplica con frecuencia en procesos de biosorción, ya que no requiere condiciones especiales de mantenimiento y evita riesgos asociados a la toxicidad generada por el contacto directo de la biomasa viva con contaminantes, que además demanda aporte de nutrientes para su supervivencia.

Para que un biosorbente sea considerado eficaz debe reunir características como bajo costo, poco procesamiento, abundancia de manera natural o como producto de desecho, alta eficiencia, afinidad por los metales, estabilidad, con posibilidad de recuperación, que no produzca compuestos secundarios, tiempo de operación corto, recuperación del metal y que sea amigable con el ambiente. Sin embargo, la capacidad de adsorción depende en gran medida de los sitios activos



del material y de la naturaleza de los iones en solución que se desean remover (Sarabia-Meléndez y otros, 2018).

3.3.2 Mecanismos de Biosorción

La retención de los iones metálicos en la superficie de los biosorbentes ocurre por medio de múltiples mecanismos: intercambio iónico, complejación, adsorción física y precipitación superficial. Estos procesos pueden darse de manera simultánea o con la predominancia de uno sobre los demás, dependiendo de las características fisicoquímicas del sistema. Lo anterior se presenta cuando la remoción de los iones se produce en la superficie celular del material biológico (Veglio & Beolchini, 1997).

3.3.2.1 Adsorción física

Proceso en el cual los iones del adsorbato se adhieren a la superficie del adsorbente por fuerzas intermoleculares débiles, principalmente fuerzas de Van der Waals, sin que se forme un enlace químico entre ellos (Michalak y otros, 2013).

3.3.2.2 Intercambio iónico

Este corresponde a un mecanismo fundamental en la biosorción, mediante la cual iones metálicos presentes en la solución reemplazan contraiones unidos a grupos funcionales en la superficie del biosorbente. Este proceso puede ocurrir por intercambio catiónico o aniónico, por ejemplo, grupos amino actúan como intercambiadores de aniones, mientras que los grupos carboxilo pueden funcionar como sitios de intercambio catiónico. Se han estudiado diversos biosorbentes que utilizan este mecanismo para remover iones metálicos tóxicos como Cr, Cu(II) , Zn(II) , Pb(II) y Cd (Ahmad & Zaidi, 2020).

3.3.2.3 Complejación

En los procesos de formación de complejos, dos o más especies, iones metálicos y ligandos, se asocian para generar un complejo. Si un solo ion metálico ocupa la posición central y los ligandos se enlazan a él, se habla de complejos mononucleares, en cambio, cuando más de un ion metálico está presente en la estructura central, se trata de complejos polinucleares. Durante la formación de estos complejos polinucleares, la carga global del átomo metálico central puede ser positiva, negativa o neutra, dependiendo del número y naturaleza de los ligandos unidos. Varios estudios



indican que la formación de complejos mononucleares suele ser más favorable que la de complejos polinucleares, porque estos últimos involucran múltiples ligandos, lo que resulta en la unión de múltiples especies (Ahmad & Zaidi, 2020).

3.3.2.4 Precipitación superficial

En este mecanismo, los iones metálicos en solución acuosa reaccionan con grupos funcionales presentes en la superficie de células microbianas, formando precipitados orgánicos o inorgánicos que quedan adheridos a la biomasa. En muchos casos, microorganismos vivos secretan polímeros extracelulares, que inducen la precipitación de compuestos metálicos orgánicos o también pueden generarse precipitados inorgánicos insolubles. Diversos estudios han observado este mecanismo usando biomasa derivada de cáscara de tomate verde, harina de soya y cáscara de sandía para remover iones de Cu(II), Cu(III), Pb(II), Zn(II), Fe y Mn (Ahmad & Zaidi, 2020).

3.3.3 Factores que afectan la biosorción

La capacidad de retención de iones metálicos utilizando biomasa, depende de diversos factores que resultan de la interacción entre las propiedades intrínsecas del biosorbente y las condiciones operativas del sistema. La determinación de los niveles óptimos de operación influye directamente en la eficiencia de remoción de los metales disueltos en solución. A continuación, se describen los principales factores que afectan el proceso de biosorción.

3.3.3.1 pH de la solución

Es uno de los factores más importantes en la biosorción de iones metálicos. La carga superficial del biosorbente depende del pH de la solución y su punto de carga cero (ZLP). La superficie se carga positivamente por debajo del ZLP, y puede llegar a ocasionar repulsión de cationes y atracción de aniones, y a pH bajos ($\text{pH}=2$), el ion hidronio compite con el ión metálico por los sitios del biosorbente. Cuando el valor del pH está por encima del ZLP, la superficie del adsorbente se carga negativamente y los grupos funcionales reaccionan con los cationes metálicos para su eliminación de la solución (Sarabia-Meléndez y otros, 2018). Por otro lado, a un pH alto, la solubilidad de los complejos metálicos disminuye lo suficiente para permitir la precipitación, complicando el proceso. En general, un pH favorable es de 3 a 6 para la biosorción (Vijayaraghavan & Yun, 2008).



3.3.3.2 Tamaño de partícula

Las partículas de menor tamaño presentan una mayor área superficial, lo que incrementa el número de sitios activos y, en consecuencia, favorece la captación de los iones metálicos y reduce el tiempo necesario para alcanzar el equilibrio. Sin embargo, una reducción excesiva del tamaño puede comprometer la resistencia mecánica del material, dificultando su aplicación en sistemas continuos o en columnas de lecho fijo. Los biosorbentes deben poseer una estructura lo suficientemente resistente para soportar presiones y condiciones físicas que se generan durante los ciclos de adsorción y regeneración, por lo que es necesario evaluar el tamaño adecuado de cada biosorbente (Vijayaraghavan & Yun, 2008).

3.3.3.3 Tiempo de contacto

En biosorción, la cantidad removida está determinada por el tiempo de contacto entre el biosorbente y la solución. A medida que aumenta el tiempo, la biosorción se incrementa hasta alcanzar un tiempo óptimo, a partir del cual la capacidad de la biomasa permanece prácticamente constante. Esto ocurre porque, una vez utilizados los sitios activos disponibles del biosorbente, esta se satura y el sistema alcanza el equilibrio (Gouda & Taha, 2023). En columnas de lecho fijo, este factor se relaciona con el caudal de alimentación, al aumentar el caudal disminuye el tiempo de residencia del líquido en el lecho, lo que acorta los tiempos de ruptura y saturación y reduce la eficiencia de remoción, mientras que caudales menores prolongan la vida útil de la columna (Bharathi & Ramesh, 2013).

3.3.3.4 Cantidad del adsorbente

Diversos estudios han demostrado que la cantidad de biomasa afecta la cantidad total de metal removido. A dosis bajas, se observa una mayor captación debido a la mayor relación entre la concentración de metal y el número de sitios activos disponible, sin embargo, la eficiencia porcentual de remoción puede ser menor. A medida que la dosis de biosorbente aumenta, se incrementa con ello el área superficial de contacto, y por consiguiente la cantidad de soluto adsorbido, producto de un mayor número de sitios activos de unión. No obstante, cuando la dosis es excesiva, la cantidad de metal adsorbido por unidad de masa tiende a disminuir, debido a que la concentración de soluto se vuelve insuficiente para saturar todos los sitios activos, y a la posible interferencia entre sitios de adsorción (Vijayaraghavan & Yun, 2008).



3.3.3.5 Temperatura

La temperatura constituye otro factor relevante que influye en la eficiencia del proceso de biosorción, al afectar tanto las propiedades fisicoquímicas del biosorbente como la movilidad de los iones metálicos en solución. En biosorbentes de origen biológico, como las algas, temperaturas elevadas pueden provocar alteraciones estructurales en la superficie celular, generando pérdida de sitios activos y con ello una disminución en la capacidad de adsorción debido al deterioro térmico de la biomasa. Por otro lado, cuando el biosorbente proviene de residuos agrícolas, se ha observado que el incremento de la temperatura puede favorecer la capacidad de adsorción, atribuido al aumento en la actividad superficial del material y en la energía cinética de los iones metálicos, lo que mejora su difusión hacia otros sitios activos (Sarabia-Meléndez y otros, 2018). Sin embargo, dentro del rango moderado de 20 a 35 °C, el efecto de la temperatura suele ser menos significativo. Debido a la naturaleza exotérmica de algunos procesos de adsorción, se ha encontrado que un aumento de este factor puede reducir la afinidad entre el metal y la superficie del biosorbente, disminuyendo la eficiencia de remoción (Vijayaraghavan & Yun, 2008).

3.3.3.6 Concentración inicial

La concentración inicial del soluto también tiene un impacto en la biosorción, ya que influye directamente en la cantidad total de metal captado por la biomasa. A concentraciones iniciales más elevadas se favorece una mayor captación de soluto, debido al incremento en el gradiente de concentración que actúa como fuerza impulsora para la transferencia de masa. Mientras que, a bajas concentraciones iniciales, la relación entre los moles de soluto y el área superficial disponible del biosorbente es pequeña, lo que genera una adsorción menor, sin embargo, al aumentar la concentración, el proceso se vuelve más eficiente hasta alcanzar un punto en que los sitios activos comienzan a saturarse. En este escenario, la remoción porcentual puede disminuir, dado que el número de sitios disponibles resulta insuficiente en comparación con la cantidad de iones metálicos presentes en la solución. Por ello, es fundamental determinar mediante laboratorio, el potencial máximo de saturación del biosorbente, que permita definir la capacidad límite del material (Vijayaraghavan & Yun, 2008).



3.3.3.7 Fuerza iónica

Este factor se atribuye a la competencia entre iones, cambios en la actividad del metal o en las propiedades de la doble capa eléctrica. Cuando dos fases, por ejemplo, la superficie de la biomasa y el soluto en solución acuosa están en contacto, están destinadas a estar rodeadas por una doble capa eléctrica debido a la interacción electrostática. Por lo tanto, la adsorción disminuye con el aumento de esta (Vijayaraghavan & Yun, 2008).

3.3.4 Manejo y disposición del biosorbente saturado

El proceso permite remover los metales pesados de los residuos líquidos; sin embargo, tras la saturación del lecho, es importante realizar una correcta disposición de la biomasa para evitar la liberación de los metales retenidos.

- Regeneración del biosorbente y recuperación del metal: consiste en la desorción de los iones metálicos retenidos mediante el uso de agentes eluyentes (ácidos, alcalinos o quelantes). Este proceso permite obtener una solución metálica concentrada y restablecer la capacidad de adsorción de la biomasa, viabilizando su reutilización en ciclos sucesivos (Redha, 2020).
- Incineración y uso de la ceniza: estudios demuestran la posibilidad para resolver los retos posteriores a la adsorción. El biosorbente se incinera y las cenizas se utilizan como relleno en la producción de caucho para evitar el inicio prematuro de la vulcanización (Oke & Gumede, 2025). Otra estrategia consiste en concentrar los metales en la ceniza mediante la incineración para luego inmovilizarlos en una matriz sólida (Hubbe y otros, 2011).
- Pirólisis: este proceso se destaca por su viabilidad económica y facilidad de escalamiento a nivel industrial. Además, conlleva una reducción del volumen de residuos mediante la generación de subproductos de valor agregado, como el *biochar*. Esta versatilidad permite la valorización de biomasa cargadas con cualquier tipo de ión metálico, independiente de su toxicidad o de la complejidad del agua residual de la que provengan (Badescu y otros, 2018).
- Vitricación en vidrio fosfato: el biosorbente cargado se seca y se incorpora como fracción sólida a una formulación vítrea rica en fosfatos, que luego se funde a alta temperatura, así los cationes metálicos quedan inmovilizados y pasan a formar parte de la red vítrea.



Estudios recientes han demostrado que es posible incorporar hasta alrededor de un 30% en peso de biosorbente en el vidrio, obteniendo así un material estable y con bajas tasas de lixiviación (Ramrakhiani y otros, 2017).

- Disposición en relleno de seguridad: algunos estudios señalan esta alternativa como fin de vida útil, destacando que la mayoría de biosorbentes muestran bajas concentraciones de metales en el lixiviado, pero se enfatiza en los riesgos de lixiviación en presencia de lluvia o degradación de la biomasa (Hubbe y otros, 2011).

3.3.5 Revisión de la literatura sobre biosorbentes de origen vegetal

Actualmente, una gran variedad de residuos agrícolas y subproductos de estos han sido explorados para la remoción de metales pesados. Estos materiales pueden provenir de distintas partes de las plantas, como tallos, hojas, raíces, flores, cáscaras, semillas y huesos de frutos. Todos estos residuos poseen un alto potencial como biosorbentes, debido a que su estructura está compuesta por biopolímeros naturales, principalmente celulosa, hemicelulosa y lignina, que contienen grupos funcionales tales como fenólicos, aminos, hidroxilos y carboxilos. Estos grupos presentan afinidad por los iones metálicos disueltos, removiéndolos (Sarabia-Meléndez y otros, 2018). De esta forma, la biosorción basada en biomasa vegetal se presenta como una alternativa prometedora frente a tratamientos convencionales, al aprovechar materiales naturales o de desecho con abundancia de sitios activos para la fijación de metales. Entre los residuos agrícolas utilizados como biosorbentes se encuentran varias plantas endémicas del continente y de Chile, que han sido objeto de estudio por su origen nativo. La biosorción con este tipo de plantas reviste interés ambiental y económico, ya que emplea recursos de bajo costo, favorece la valorización de residuos y puede disminuir la generación de subproductos peligrosos.

En este contexto, se plantea una revisión bibliográfica de estudios que evalúan biomasa vegetal para la remoción de metales pesados en sistemas de columna de lecho fijo, con énfasis en la retención de Cu^{2+} y otros metales de interés. Esta permitirá comprender las limitaciones y potencialidades de dichas especies en el proceso de biosorción, así como recopilar datos experimentales recientes que sirvan de base para futuras investigaciones. Los datos recopilados en esta revisión se sintetizan en la Tabla 3, donde se presentan los distintos biosorbentes estudiados, los metales removidos, las capacidades de retención y las condiciones de operación reportadas.



Tabla 3. Revisión bibliográfica de estudios de la remoción de metales pesados con biosorbentes de origen vegetal.

Sistema	Biosorbente vegetal	Metal (es) removido(s)	Retención [mg/g]	Tiempo de contacto [min]	pH	Referencia
Columna de lecho fijo	Cáscara de arroz	Cu(II)	10,93	750	6	(Bar y otros, 2021)
	Paja de arroz	Cu(II)	6	60	6,5	(A. y otros, 2015)
		Pb(II)	32			
	Cáscara de coco	Cu(II)	189	40	4	(H. y otros, 2018)
	<i>Ficus religiosa</i>	Cu(II)	17,5	53	5	(Tariq y otros, 2019)
	Cáscara de almendra	Cu(II)	2,39	2640	3,7	(Yahya y otros, 2020)
		Cr(VI)	21,92			
	<i>Hibiscus cannabinus</i>	Cu(II)	47,27	2220	5	(Hasfalina y otros, 2012)
	Aserrín magnetizado	Cu(II)	31,89	1063	5	(Kapur & Mondal, 2016)
		Ni(II)	23,59	786		
	Aserrín recubierto con polianilina	Cu(II)	63,24	340	5	(Liu & Sun, 2012)
	Bagazo de caña de azúcar	Cu(II)	3,98	89*	5	(Duga y otros, 2016)
		Pb(II)	4,54	180*	6	
		Pb(II)	6,72	350		

En aquellos estudios donde no se especifica el tiempo total de operación, se reporta el tiempo correspondiente al 95% de la saturación del biosorbente; estos datos se han distinguido en la tabla mediante un asterisco (*).

Sobre la base de estos antecedentes, se reconoce el potencial de las biomásas lignocelulósicas como materiales para la remoción de Cu^{2+} en solución. A continuación, se presenta una de estas especies de interés para el presente estudio, *Aristotelia chilensis*.

3.3.6 *Aristotelia chilensis*

Aristotelia chilensis, conocida comúnmente como maqui, es una especie arbórea perteneciente a la familia *Elaeocarpaceae*, endémica del sur de Chile y áreas adyacentes de Argentina. Se distribuye principalmente en bosques templados lluviosos desde la zona centro-sur hasta la Patagonia. Es un árbol delgado de una altura de hasta 10 [m]; es una especie dioica, es decir, presenta flores masculinas y femeninas. Sus frutos son bayas pequeñas de color púrpura-negro, comestibles, ricos en polifenoles y ampliamente utilizados en la alimentación tradicional y como recurso medicinal (García-Milla y otros, 2024).

Las hojas de este árbol se venden comúnmente, sobre todo en formato seco, tal como se muestra en la Figura 1a. En el presente estudio, este material seco de *Aristotelia chilensis* se emplea como biosorbente para la remoción de cobre desde soluciones sintéticas, aprovechando su disponibilidad y composición química para su uso en procesos de remediación.

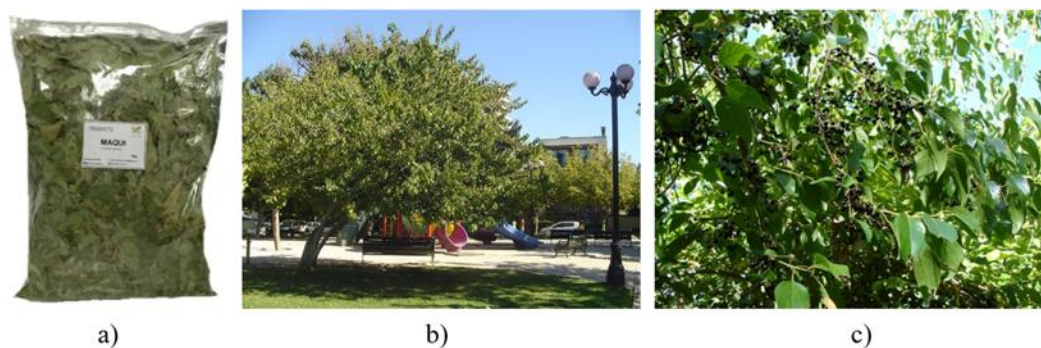


Figura 1 a) Formato de venta de hojas de *Aristotelia chilensis* deshidratado. b) Árbol *Aristotelia chilensis* c) Frutos *Aristotelia chilensis*.

3.3.7 Cuantificación de la capacidad de retención del biosorbente

La capacidad de retención del biosorbente se define como la cuantificación de la masa iónica inmovilizada por la fase sólida a partir de la fase acuosa. Este parámetro, se encuentra condicionado por variables operativas como el caudal volumétrico, el tiempo de residencia, la concentración del influente y las propiedades fisicoquímicas del adsorbente previamente descritas.

El volumen total del efluente que pasa por la columna se calcula de la siguiente manera (Azouaou & Sadaoui, 2014):

$$V_{efluente} = Q \cdot t_{total} \quad (Ec. 1)$$

donde Q corresponde al caudal de operación en (mL/min) y t_{total} es el tiempo total de operación (min) .

A continuación, se representa C_t/C_0 en función del tiempo para obtener la curva de ruptura, donde C_t es la concentración de iones Cu (II) en el efluente y C_0 la concentración de iones Cu (II) en el influente en (mg/L) . La capacidad máxima de la columna, q_{total} (mg) , para una concentración de alimentación y un caudal determinados es igual al área bajo la curva de la concentración de Cu (II) adsorbido, C_R ($C_R = C_0 - C_t$) (mg/L) frente al tiempo de efluente (t, min) y se calcula a partir de (Yahaya y otros, 2011):

$$q_{total} = \frac{Q}{1000} \int_{t=0}^{t=t_{total}} C_R dt \quad (Ec. 2)$$

La adsorción en equilibrio q_e se calcula de la siguiente manera (Yahaya y otros, 2011):

$$q_e = \frac{q_{total}}{m} \quad (Ec. 3)$$

donde m es el peso seco total del biosorbente en la columna (g) . La cantidad total de Cu (II) que pasa a través de la columna (m_{total}) (mg) se calcula a partir de la siguiente ecuación (Yahaya y otros, 2011):

$$m_{total} = \frac{Q \cdot C_0 \cdot t_{total}}{1000} \quad (Ec. 4)$$

Por otro lado, el porcentaje total de remoción de Cu (II) es la relación entre la capacidad máxima de la columna (q_{total}) y la cantidad total de Cu (II) que atraviesa la columna (m_{total}) (Yahaya y otros, 2011).

$$\%Remoción = \frac{q_{total}}{m_{total}} \cdot 100 \quad (Ec. 5)$$

Y la concentración de equilibrio (C_e , mg/L) corresponde al metal que no es retenido al final del proceso y este se calcula como (Calero y otros, 2009):

$$C_e = \frac{m_{total} - q_{total}}{V_{efluente}} \cdot 1000 \quad (Ec. 6)$$

3.3.8 Dinámica de la columna y modelado matemático

El comportamiento dinámico del proceso se describe mediante la curva de ruptura, la cual describe la evolución de la concentración adimensional normalizada C_t/C_0 en función del tiempo de operación, tal como se puede observar en la Figura 2. Inicialmente, la interacción del influente con el lecho virgen favorece una transferencia de masa eficiente, manteniendo la concentración del efluente en valores cercanos a cero. A medida que avanza el proceso, la saturación progresiva de los sitios activos conlleva a un incremento gradual en la concentración de salida (Vijayaraghavan & Yun, 2008). Operativamente, se define el punto de ruptura cuando la relación C_t/C_0 alcanza un valor de 0,05, mientras que el punto de saturación o agotamiento del lecho se establece cuando dicha relación se sitúa entre 0,9 y 0,95 (Calero y otros, 2009).

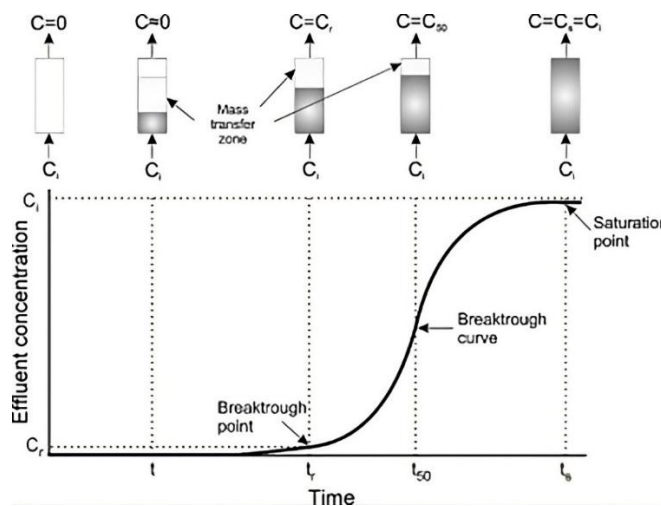


Figura 2. Curva de ruptura típica. Fuente: (Calero y otros, 2009).

3.3.8.1 Modelos matemáticos para la sorción dinámica en columna de lecho fijo

Para el diseño eficiente de columnas de biosorción en sistemas de lecho fijo, es habitual evaluar qué modelo dinámico se ajusta mejor a los datos experimentales y qué parámetros de columna resultan físicamente razonables. La interpretación de los ensayos en columna suele realizarse mediante los modelos de Thomas, Adams-Bohart y Yoon-Nelson, los cuales, en la mayoría de los casos, permiten describir adecuadamente las curvas de ruptura y estimar los parámetros de diseño relevantes del sistema de lecho fijo.

Modelo de Thomas

Este modelo es uno de los más utilizados para describir el comportamiento del proceso en columnas de lecho fijo. Sin embargo, su principal restricción es que se deriva bajo el supuesto de cinética de segundo orden y de que la sorción está controlada por la transferencia de masa en la interfase, y no por la reacción química en sí (Calero y otros, 2009). Su ecuación se plantea de la siguiente forma,

$$\frac{C_t}{C_0} = \frac{1}{1 + \exp\left(\frac{k_{Th} \cdot q_0 \cdot m_{lecho}}{Q} - k_{Th} \cdot \frac{C_0}{1000} \cdot t\right)} \quad (Ec. 7)$$

Donde, k_{Th} es la constante cinética ($mL/min \cdot mg$), q_0 es la cantidad de soluto adsorbida por gramo de adsorbente (mg/g), m_{lecho} es la masa de adsorbente en la columna (g), Q es el caudal de entrada (mL/min) y C_0 es la concentración inicial de entrada a la columna (mg/L).

Modelo de Adams-Bohart

Describe la relación C/C_0 y t en un sistema continuo. Este modelo asume que la tasa de sorción es proporcional a la capacidad residual del sólido y a la concentración de la sustancia sorbida, y se utiliza para describir la parte inicial de la curva de ruptura (Calero y otros, 2009). Según Gyawali, este modelo es el más eficaz en casos donde la concentración del efluente es menor (Gyawali y otros, 2023). Su ecuación puede describirse como,

$$\frac{C_t}{C_0} = \exp\left(k_{AB} \cdot C_0 \cdot t - k_{AB} \cdot N_0 \cdot \frac{Z}{F}\right) \quad (Ec. 8)$$



Donde, k_{AB} es la constante cinética ($L/mg \cdot min$), F es el caudal lineal (cm/min), Z es la profundidad del lecho de la columna (cm), N_0 es la concentración de saturación (mg/L) y t es el tiempo (min).

Modelo de Yoon-Nelson

Desarrollaron un modelo centrado en la adsorción de vapores o gases en carbón activado. Supone que la tasa de disminución de la probabilidad de adsorción de cada molécula de adsorbato es proporcional a la probabilidad de sorción de sorbato y a la probabilidad de penetración de sorbato en el sorbente (Calero y otros, 2009).

$$\frac{C_t}{C_0} = \frac{1}{1 + e^{k_{YN}(\tau - t)}} \quad (Ec. 9)$$

Donde, k_{YN} es la constante de proporcionalidad de Yoon-Nelson (min^{-1}) y τ es el tiempo requerido para retener el 50% del adsorbato inicial (min).

Modelo Dosis-Respuesta

Este modelo se ha utilizado comúnmente en farmacología para describir diferentes procesos, se está aplicando actualmente para describir la biosorción en columnas. Según Calero, diversos investigadores indican que este modelo minimiza los errores derivados del uso de otros modelos, especialmente con valores bajos y altos de tiempo operativo de la columna (Calero y otros, 2009). El método Dosis-Respuesta queda representado por la siguiente ecuación,

$$\frac{C_t}{C_0} = 1 - \frac{1}{1 + (C_0 \cdot \frac{Q}{1000} \cdot t / q_0 \cdot m)^a} \quad (Ec. 10)$$

Donde a es la constante del modelo Dosis-Respuesta la cual es adimensional y debe adoptar valores estrictamente positivos ya que está asociado a la pendiente de la curva de ruptura, q_0 es la máxima concentración de soluto en la fase sólida (mg/g) y m es la masa de biosorbente en el lecho (g).

3.3.9 Análisis estadístico

Con la finalidad de evaluar la calidad de ajuste de los modelos dinámicos de la sección anterior a los datos experimentales de la columna, se emplearon los siguientes indicadores estadísticos.

3.3.9.1 Suma de errores al cuadrado (SSE)

La suma de errores al cuadrado cuantifica la discrepancia global entre los valores experimentales y los valores calculados por el modelo. Cuando menor es la SSE, mejor es el ajuste del modelo. Se define como:

$$SSE = \sum_{i=1}^n (q_{i,exp} - q_{i,mod})^2 \quad (Ec. 11)$$

Donde $q_{i,exp}$ es el valor experimental en el punto i , $q_{i,mod}$ es el valor predicho por el modelo, y n es el número total de datos.

3.3.9.2 Coeficiente de determinación (R^2)

El coeficiente de determinación indica que fracción de la variabilidad de los datos experimentales es explicada por el modelo. Este coeficiente toma valores entre 0 y 1, y valores cercanos a 1 indican que el modelo explica una alta proporción de la variabilidad de los datos.

Primero se define la suma total de cuadrados:

$$SST = \sum_{i=1}^n (q_{i,exp} - \bar{q}_{exp})^2 \quad (Ec. 12)$$

Donde $\bar{q}_{exp}$ es el valor medio experimental de los valores de retención.

Así,

$$R^2 = 1 - \frac{SSE}{SST} = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (q_{i,exp} - q_{i,mod})^2}{\sum_{i=1}^n (q_{i,exp} - \bar{q}_{exp})^2} \quad (Ec. 13)$$

3.3.9.3 Coeficiente de determinación ajustado ($R^2_{ajustado}$)

El R^2 tiende a aumentar al añadir más parámetros, aunque éstos no mejoren realmente el modelo. El coeficiente de determinación ajustado corrige este efecto considerando el número de parámetros del modelo. Un valor más alto de este coeficiente indica un mejor ajuste, pero penalizando a los modelos con más parámetros.



$$R_{aj}^2 = 1 - \left(\frac{(1 - R^2)(n - 1)}{n - p - 1} \right) \quad (Ec. 14)$$

Donde, n es el número de datos experimentales y p es el número de parámetros estimados en el modelo.



4. METODOLOGÍA

4.1 Materiales, equipos y reactivos

A continuación, se detallan los materiales, equipos y reactivos utilizados durante el desarrollo experimental.

4.1.1 Materiales

- Parafilm
- Vasos de precipitados de vidrio de 100 [mL], 600 [mL] y 1 [L]
- Matraz aforado de 100 [mL], 1 [L] y 2 [L]
- Tubos Falcon de 50 [mL]
- Malla de polipropileno
- Piseta con agua destilada
- Piseta con solución sintética
- Frasco de vidrio con gotario
- Bureta 50 [mL]
- Pinzas
- Tijeras
- Soporte universal
- Nueces
- Pipeta de vidrio graduada de 5 [mL] y 25 [mL]
- Propipeta de goma
- Bolsas plásticas herméticas
- Plumón permanente
- Elementos de protección personal (EPP)
- Embudo

4.1.2 Equipos

- Balanza Analítica BOECO modelo BAS 31 plus
 - Capacidad máxima: 220 [g]
 - Precisión: 0,0001 [g]



- Balanza de precisión RADWAG modelo WTC 2000
 - Capacidad máxima: 2000 [g]
 - Precisión: 0,01 [g]
- Columna de adsorción
 - Diámetro: 30 [mm]
 - Altura: 40 [cm]
- Espectrofotómetro de Absorción Atómica VARIAN modelo SpectrAA 55
 - Rango de detección de Cu^{2+} : desde 0,1 [mg/L]
- Estufa de convección forzada BINDER modelo FD-S 115
 - Rango de temperatura: Temperatura ambiente +10 [°C] hasta 250 [°C]
- Molino de alta velocidad modelo FW200
 - Velocidad máxima: 26000 [RPM]
 - Potencia: 800 [W]
- Manta calefactora con agitación ARQUIMED modelo SH-3
 - Temperatura máxima: 380 [°C]
 - Potencia: 500 [W]
- pH-metro SI Analytics modelo Laboratorio 855
- Electrodo de pH SI Analytics
- Shaker FINEPCR modelo SH30
 - Potencia: 30 [W]
 - Rango de agitación: 0-300 [RPM]
- Tamices de prueba estándar W.S. TYLER (N°10, N°20, N°40)

4.1.3 Reactivos

- Sulfato de cobre (II) pentahidratado ($\text{CuO}_4\text{S} \cdot 5\text{H}_2\text{O}$) al 100% de pureza EMSURE Supelco
- Agua destilada
- Ácido Nítrico (HNO_3) al 65% EMESURE Supelco
- Ácido Clorhídrico al 36,5 – 38% BAKER ANALYZED, J.T Baker
- Ácido sulfúrico (H_2SO_4) al 98% EMESURE Supelco
- Hidróxido de sodio (NaOH) al 97% Merck

- Solución buffer pH 4,01 Hanna Instruments
- Solución buffer pH 7,01 Hanna Instruments
- Solución buffer pH 10,00 Hanna Instruments

4.2 Preparación del biosorbente

En este estudio se emplea *Aristotelia chilensis* como biosorbente en su presentación comercial deshidratada en formato de hojas. Este producto, así como viene, ofrece ciertas ventajas como que el material ya se encuentra libre de impurezas visibles y además, presenta un bajo contenido de humedad, lo que hace innecesarios los pasos de lavado y secado previo en el laboratorio. Por lo anterior, el material se somete directamente a un proceso de reducción de tamaño mediante un molino de cuchillas, logrando incrementar el área superficial disponible para la biosorción. Luego, el biosorbente se tamiza para clasificarlo según tamaño de partícula, seleccionándose un intervalo granulométrico definido para su utilización en los ensayos. Esta clasificación por tamaño de partícula permite estandarizar las condiciones de operación en la columna y mejorar así la repetibilidad de los experimentos. Finalmente, el material molido se almacena en bolsas herméticas diferenciadas y se conservan en un ambiente seco, a temperatura ambiente, protegido de la luz y de la humedad hasta el momento de su uso.

4.2.1 Reducción de tamaño

La reducción de tamaño se realiza en un molinillo de alta velocidad (Figura 3), con una potencia de 800 [W] y una velocidad de giro de las aspas de hasta 26.000 [RPM]. El tiempo de operación se mantiene entre 3 y 5 [s], según la cantidad de material incorporada al equipo, así, se obtienen partículas con diferentes diámetros para su posterior clasificación.



Figura 3. Molino de alta velocidad modelo FW200.

4.2.2 Clasificación por tamaño de partícula

Una vez molido el biosorbente, este se somete a un proceso de tamizado utilizando tamices de acero inoxidable N°10 (2000 μm), N°20 (850 μm) (Figura 4a) y N°40 (425 μm). Para esto, se emplea un agitador orbital de sobremesa (Figura 4b), sobre el cual se disponen los tamices en orden de abertura decreciente. La operación se mantiene entre 5 a 10 minutos, dependiendo de la cantidad de material y del grado de finura del material. De este procedimiento, se seleccionan para los ensayos las fracciones retenidas entre las mallas N°10 y N°20 (2000-850 μm), y entre las mallas N°20 y N°40 (850-425 μm).



Figura 4. Equipos utilizados en el tamizado a) Tamiz W.S. TYLER N°20 b) Shaker orbital FINEPCR modelo SH30.

4.3 Preparación de la solución sintética

4.3.1 Solución de cobre

Para la realización de los experimentos se prepara una solución sintética, utilizando sulfato de cobre pentahidratado ($\text{CuO}_4\text{S} \cdot 5\text{H}_2\text{O}$) con una pureza del 100%. Este compuesto se disuelve en agua destilada hasta alcanzar una concentración de 50 [mg/L], 100 [mg/L] y 200 [mg/L] de cobre, empleando un matraz aforado de 1 o 2 [L] dependiendo de la cantidad de solución que se necesita.

4.3.2 Solución para ajustar el pH

El pH de la solución sintética se ajusta a 4,0 mediante la adición de soluciones de ácido sulfúrico (H_2SO_4) e hidróxido de sodio (NaOH). Para asegurar la medición, se utiliza un pH-metro previamente calibrado con soluciones buffer de valores conocidos.

4.4 Experimentos de biosorción

En los experimentos de biosorción, el biosorbente se pone en contacto con soluciones sintéticas de cobre (Cu^{+2}) con concentraciones iniciales de 50, 100 y 200 [mg/L]. El estudio se realiza bajo condiciones operacionales definidas, que consideran tiempo de operación, altura del lecho empacado, tamaño de partícula del biosorbente y caudal de alimentación; estos parámetros se resumen en la Tabla 4. Durante los ensayos, la temperatura promedio registrada es de $20,6 \pm 1,7$ [°C], correspondiente a las condiciones ambientales del laboratorio.

Para la operación, el lecho se empaca en dos configuraciones, con alturas de 10 y 20 [cm]. Para evitar la pérdida de material, se dispone una malla de soporte en la parte interna de la columna. La instalación experimental de la columna se presenta en la Figura 5 y el diagrama esquemático del montaje en la Figura 6.

Previo a cada ensayo, el lecho se humecta con agua destilada a fin de favorecer una adecuada compactación y evitar una absorción excesiva de agua durante la operación.



Figura 5. Instalación de la operación.

Luego, la columna se inunda con la solución sintética hasta alcanzar la altura de lecho que corresponda. A continuación, se carga la bureta con la solución de Cu^{2+} y se regula la válvula para obtener un goteo de aproximadamente 110-120 [gotas/min], lo que corresponde a un caudal cercano a 10-11 [mL/min]. El cronómetro se inicia en el momento en que la solución de cobre entra en contacto con el biosorbente previamente inundado. Las muestras de efluente se recolectan

cada 10 minutos en vasos precipitados y, posteriormente, se transfieren a tubos Falcon de 50 [mL], hasta completar un tiempo total de operación de 120 minutos. Finalmente, cada conjunto de muestras se almacena en bolsas herméticas.

Tabla 4. Resumen de las variables experimentales.

Biosorbente	Metal	C_0 [mg/L]	Q [mL/min]	Tiempo de operación [min]	Altura del lecho [cm]	Tamaño de partícula [μm]	pH
<i>Aristotelia chilensis</i>	Cu^{2+}	50	10-11	120	10	850-2000	4,0
		100			20	425-850	
		200					

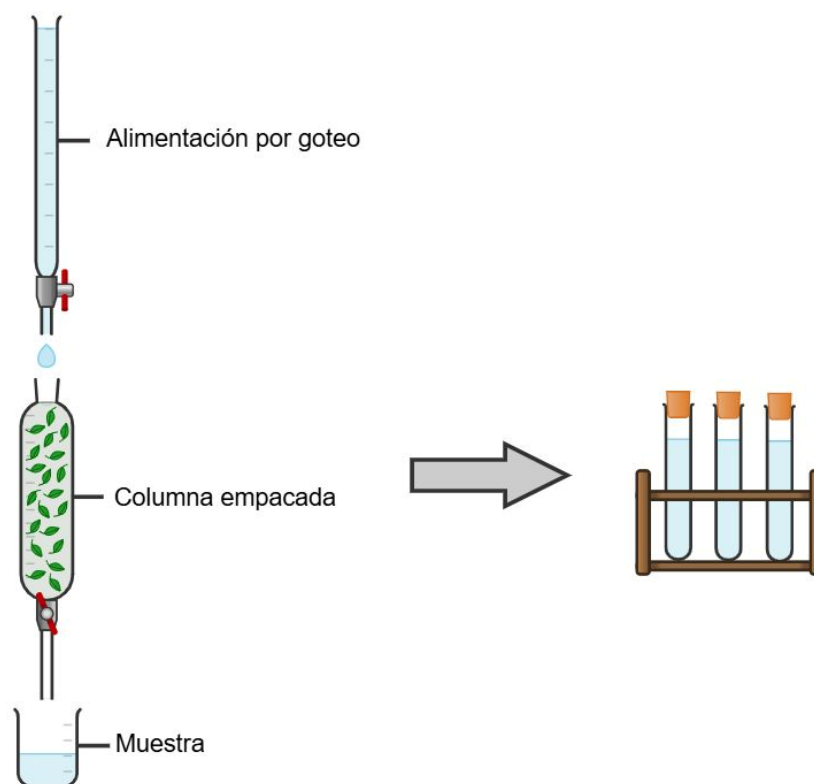


Figura 6. Diagrama general del experimento de biosorción.



4.5 Análisis de muestras

La cuantificación de cobre (Cu^{2+}) en las muestras de efluente se realiza mediante espectrofotometría de absorción atómica (AAS). Para este tipo de determinación es necesario someter las muestras a una digestión ácida previa, con el fin de oxidar la materia orgánica, disolver los sólidos presentes y liberar el metal en forma iónica, lo que mejora la precisión y la repetibilidad de la medición.

El procedimiento de digestión se desarrolla de la siguiente manera:

1. Se mide un volumen de 25 [mL] de muestra; cuando el volumen disponible es menor, se completa hasta 25 [mL] con agua destilada y posteriormente se considera el factor de dilución correspondiente.
2. El volumen se transfiere a un vaso precipitado de 100 [mL] y se añaden 25 [mL] de ácido nítrico (HNO_3) al 65% p/p.
3. El vaso se coloca sobre una manta calefactora, y se calienta hasta reducir el volumen a cerca de 10 [mL].
4. Finalizada la digestión, la solución se deja enfriar a temperatura ambiente y luego se agregan 5 [mL] de ácido clorhídrico y se afora en un matraz de 100 [mL]. Esta solución se transfiere a dos recipientes para muestras de 50 [mL].

Las muestras digeridas se mantienen a temperatura ambiente hasta su posterior análisis por AAS, técnica empleada para la determinación de la concentración de cobre.



5. RESULTADOS

En esta sección se presentan los resultados obtenidos mediante espectrometría de absorción atómica (AAS) descritos en el apartado anterior.

5.1 Diseño experimental

Se plantea un diseño experimental factorial, manteniendo constante el pH y el caudal de alimentación. Se realizan 12 ensayos independientes, cuyas condiciones operacionales se resumen en la Tabla 5.

Tabla 5. Condiciones operacionales de los ensayos en columna.

Ensayo	C ₀ [mg/L]	Altura lecho [cm]	Tamaño partícula [μm]	Q [mL/min]	pH
E1	100	10	850-2000	10-11	4,0
E2	100	20			
E3	50	10			
E4	50	20			
E5	200	10			
E6	200	20			
E7	200	10	425-850		
E8	50	10			
E9	100	10			
E10	50	20			
E11	200	20			
E12	100	20			

5.2 Determinación del efecto de los parámetros operacionales por tamaño de partícula

A continuación, se presentan, en las Tablas 6, 7 y 8, los resultados experimentales del proceso de biosorción de Cu²⁺ obtenidos con tamaño de partícula entre 850-2000 [μm], y en las Tablas 9, 10 y 11 aquellos correspondientes a ensayos realizados con partículas en el rango 425-850 [μm], bajo distintas condiciones de operación. Cabe mencionar, que, en esta sección, se presentan los



resultados experimentales de los ensayos N° 2 y 10, debido a que presentan los mayores porcentajes de remoción. Por este motivo, ambos se realizan en duplicado, con el propósito de contar con información suficiente para la posterior estimación de los parámetros matemáticos.

5.2.1 Partículas gruesas (850-2000 μm)

Tabla 6. Resultados experimentales de Cobre ($Q=10-11$ [mL/min], t operación = 2 [h], tamaño de partícula = 850-2000 [μm] y $\text{pH}=4$).

Ensayo	C_0 [mg/L]	V_{ef} [mL]	m_{total} [mg]	q_{total} [mg]	Remoción [%]	q_e [mg/g]	C_e [mg/L]
E1	102,88	1455	149,69	39,78	26,57	4,85	75,54
E2	105,09 $\pm$ 3,72	1308 $\pm$ 57,28	137,51 $\pm$ 10,88	53,49 $\pm$ 28,46	39,84 $\pm$ 23,85	3,07 $\pm$ 1,08	63,66 $\pm$ 27,30
E3	52,10	1334	69,50	17,64	25,38	2,20	38,88
E4	52,92	1369	72,45	17,80	24,57	1,44	39,92
E5	205,84	1332	274,18	61,72	22,51	8,12	159,50
E6	201,88	1385	279,60	36,77	13,15	2,54	175,33

Tabla 7. Resultados experimentales de operación del E2.

Biosorbente	C_0 [mg/L]	Masa biosorbente [g]	Promedio masa de biosorbente $\pm \sigma$ [g]	pH	V efluente [mL]
<i>Aristotelia chilensis</i>	105,09 $\pm$ 3,72	14,5 19,2	16,85 $\pm$ 3,32	4,06 $\pm$ 0,01	1308 $\pm$ 57,28

Tabla 8. Resultados experimentales de Cu^{2+} con *Aristotelia chilensis*, E2 ($C_0=100$ [mg/L], $Q=10-11$ [mL/min], t operación=2[h], altura de empacado=20[cm], tamaño de partícula=850-2000[μm] y $\text{pH}=4$).

t [min]	pH	pH promedio $\pm \sigma$	C_t [mg/L]	C_t promedio $\pm \sigma$ [mg/L]	C_R [mg/L]
10	4,7 4,6	4,7 $\pm$ 0,1	32,16 58,44	45,30 $\pm$ 18,58	59,79 $\pm$ 14,86



20	$\frac{4,6}{4,2}$	$4,4 \pm 0,3$	$\frac{41,12}{76,08}$	$58,60 \pm 24,72$	$46,49 \pm 21,00$
30	$\frac{4,4}{4,1}$	$4,2 \pm 0,3$	$\frac{42,16}{72,00}$	$57,08 \pm 21,10$	$48,01 \pm 17,38$
40	$\frac{4,3}{4,0}$	$4,2 \pm 0,3$	$\frac{40,44}{94,60}$	$67,52 \pm 38,30$	$37,57 \pm 34,58$
50	$\frac{4,2}{3,9}$	$4,1 \pm 0,2$	$\frac{41,92}{78,44}$	$60,18 \pm 25,82$	$44,91 \pm 22,10$
60	$\frac{4,1}{3,9}$	$4,0 \pm 0,2$	$\frac{45,92}{82,32}$	$64,12 \pm 25,74$	$40,97 \pm 22,02$
70	$\frac{4,2}{3,9}$	$4,0 \pm 0,2$	$\frac{43,22}{86,68}$	$64,95 \pm 30,73$	$40,14 \pm 27,01$
80	$\frac{4,1}{3,9}$	$4,0 \pm 0,2$	$\frac{42,60}{84,56}$	$63,58 \pm 29,67$	$41,51 \pm 25,95$
90	$\frac{4,1}{3,9}$	$4,0 \pm 0,1$	$\frac{41,34}{83,76}$	$62,55 \pm 30,00$	$42,54 \pm 26,28$
100	$\frac{4,0}{3,9}$	$4,0 \pm 0,1$	$\frac{41,72}{87,28}$	$64,50 \pm 32,22$	$40,59 \pm 28,50$
110	$\frac{4,0}{3,9}$	$4,0 \pm 0,1$	$\frac{45,24}{93,40}$	$69,32 \pm 34,05$	$35,77 \pm 30,33$
120	$\frac{4,0}{3,9}$	$3,9 \pm 0,1$	$\frac{46,42}{88,36}$	$67,39 \pm 29,66$	$37,70 \pm 25,94$

5.2.2 Partículas finas (425-850 μm)

Tabla 9. Resultados experimentales de Cobre ($Q=10-11$ [mL/min], t operación = 2 [h], tamaño de partícula = 425-850 μm) y $\text{pH}=4$).

Ensayo	C_0 [mg/L]	V_{ef} [mL]	m_{total} [mg]	q_{total} [mg]	Remoción [%]	q_e [mg/g]	C_e [mg/L]
E7	199,80	1034	206,59	24,40	11,81	2,02	176,21



E8	53,64	971	52,08	6,70	12,86	0,53	46,74
E9	106,68	1190	126,95	9,67	7,62	0,79	98,55
E10	$54,90 \pm 3,76$	$1139 \pm 10,61$	$62,52 \pm 4,87$	$25,35 \pm 6,42$	$40,27 \pm 7,13$	$1,17 \pm 0,32$	$32,66 \pm 1,67$
E11	204,28	1128	230,43	34,62	15,02	1,49	173,59
E12	106,76	1012	108,04	31,48	29,14	1,40	75,65

Tabla 10. Resultados experimentales de operación del E10.

Biosorbente	C_0 [mg/L]	Masa biosorbente [g]	Promedio masa de biosorbente $\pm \sigma$ [g]	pH	V efluente [mL]
<i>Aristotelia chilensis</i>	$54,90 \pm 3,76$	$\frac{21,9}{21,4}$	$21,65 \pm 0,35$	$4,01 \pm 0,08$	$1139 \pm 10,61$

Tabla 11. Resultados experimentales de Cu^{2+} con *Aristotelia chilensis*, E10 ($C_0=50$ [mg/L], $Q=10$ - 11 [mL/min], t operación= 2 [h], altura de empacado= 20 [cm], tamaño de partícula= 425 - 850 [μm] y $\text{pH}=4$).

t [min]	pH	pH promedio $\pm \sigma$	C_t [mg/L]	C_t promedio $\pm \sigma$ [mg/L]	C_R [mg/L]
10	$\frac{4,8}{4,3}$	$4,5 \pm 0,3$	$\frac{38,84}{29,96}$	$34,40 \pm 6,28$	$20,50 \pm 10,04$
20	$\frac{4,7}{4,5}$	$4,6 \pm 0,1$	$\frac{33,24}{33,28}$	$33,26 \pm 0,03$	$21,64 \pm 3,73$
30	$\frac{4,5}{4,4}$	$4,5 \pm 0,1$	$\frac{35,60}{34,56}$	$35,08 \pm 0,74$	$19,82 \pm 4,50$
40	$\frac{4,5}{4,4}$	$4,5 \pm 0,1$	$\frac{36,56}{32,12}$	$34,34 \pm 3,14$	$20,56 \pm 6,90$
50	$\frac{4,5}{4,4}$	$4,5 \pm 0,1$	$\frac{34,72}{29,36}$	$32,04 \pm 3,79$	$22,86 \pm 7,55$
60	$4,4$	$4,4 \pm 0,1$	$33,72$	$33,44 \pm 0,40$	$21,46 \pm 4,16$



	4,4		33,16		
70	4,4	4,4±0,1	32,04	31,36±0,96	23,54±4,72
	4,4		30,68		
80	4,4	4,4±0,0	32,64	32,16±0,68	22,74±4,44
	4,4		31,68		
90	4,4	4,4±0,0	32,72	30,56±3,05	24,34±6,82
	4,4		28,40		
100	4,4	4,4±0,0	29,52	29,26±0,37	25,64±4,13
	4,4		29,00		
110	4,5	4,5±0,0	26,32	25,32±1,41	29,58±5,18
	4,5		24,32		
120	4,5	4,5±0,0	27,96	26,40±2,21	28,50±5,97
	4,4		24,84		



6. ANÁLISIS Y DISCUSIÓN

En este capítulo se lleva a cabo el análisis y la discusión de los resultados que se presentan en la sección anterior.

Debido a que el sistema se evalúa para dos rangos granulométricos (850-2000 [μm] y 425-850 [μm]) y a que los caudales de operación experimentan desviaciones sistemáticas, el análisis de resultados se estructuró de forma independiente para cada tamaño de partícula. En particular, los ensayos con partículas gruesas operaron con un caudal de $10,86 \pm 1,31$ [mL/min], aproximándose al valor de diseño inicial. En contraste, las partículas finas presentan una mayor resistencia hidráulica, con un caudal promedio de $9,06 \pm 0,68$ [mL/min]. Esta diferencia afecta directamente el tiempo de contacto efectivo entre la solución y el lecho empacado, por lo que la comparación se aborda desde una perspectiva cualitativa, priorizando el análisis del comportamiento interno de cada configuración.

6.1 Análisis por tamaño de partícula

6.1.1 Partículas gruesas

Los resultados globales para el rango de 850-2000 [μm] se presentan en la Tabla 6, donde se observa que la remoción de Cu(II) varía aproximadamente entre 13 y 40%, con capacidades de adsorción entre 1,4 y 8,1 [mg/g] según las condiciones de operación.

6.1.1.1 Efecto de la altura de lecho

Para cada una de las concentraciones iniciales, se comparan los ensayos con altura de lecho de 10 [cm] y 20 [cm].

En el caso de la concentración inicial de 50 [mg/L] (ensayos E3 y E4), para una altura de lecho de 10 [cm] se obtiene una remoción del 25,4% y una capacidad de adsorción de 2,20 [mg/g], mientras que con una altura de 20 [cm] la remoción es de 24,6% y la capacidad de 1,44 [mg/g]. En estas condiciones, el aumento de la altura de lecho no produce una mejora significativa ni en la remoción porcentual ni en la concentración de salida, lo que sugiere que, para esta concentración relativamente baja, la masa adicional de biosorbente no se traduce en una utilización más eficiente de los sitios activos. Las curvas de ruptura correspondientes a ambas alturas (Figura 7) presentan formas muy similares y valores de C_t/C_0 cercanos al final del ensayo. Esto indica que, durante las

2 horas de operación, el frente de adsorción no se desplaza lo suficiente a lo largo de la columna, de modo que una fracción importante del lecho adicional en la configuración de 20 [cm] permanece prácticamente sin utilizar.

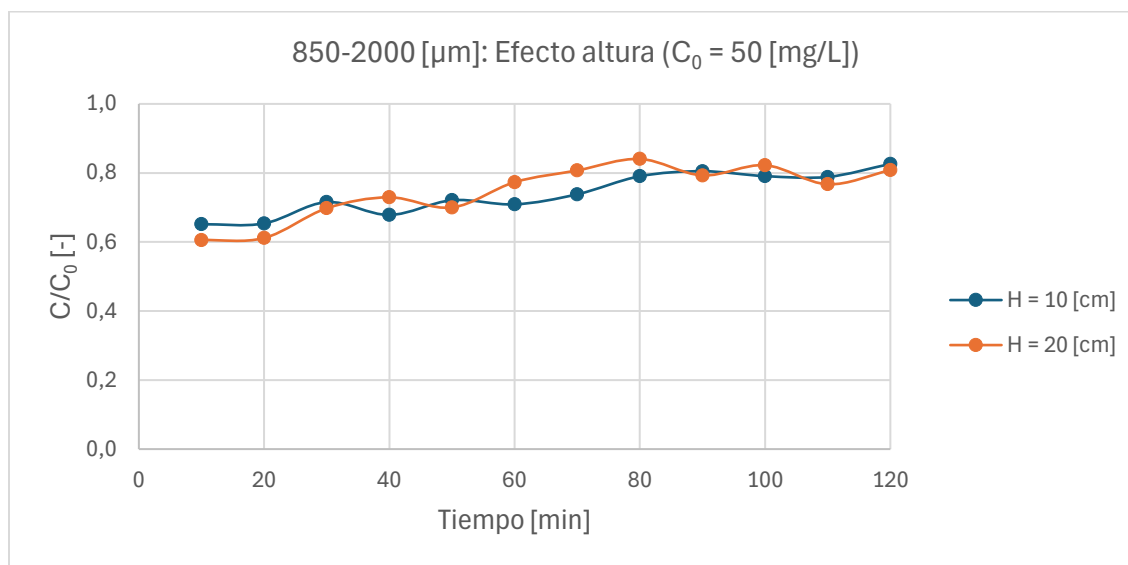


Figura 7. Curva de ruptura para la biosorción de Cu(II) a distintas alturas de lecho ($C_0 = 50$ [mg/L], tamaño de partícula = 850-2000 [μm])

Cuando la concentración inicial es de 100 [mg/L] (ensayos E1 y E2), para una altura de lecho de 10 [cm] se obtiene una remoción del 26,6% y una capacidad de adsorción de 4,85 [mg/g], mientras que con una altura de 20 [cm] la remoción es de 39,8% y la capacidad de 3,07 [mg/g]. En este caso, se observa un efecto positivo de aumentar la altura de lecho, la remoción porcentual se incrementa y la concentración de salida disminuye, lo que indica una mayor extensión de la zona de transferencia de masa y un retardo del punto de ruptura, lo cual se puede apreciar en la Figura 8 con menores valores de C_t/C_0 a lo largo del ensayo. Sin embargo, la capacidad de adsorción disminuye al duplicar la altura, lo que refleja que, aunque el sistema remueve más masa total de metal, la utilización específica del biosorbente es menor debido al aumento de la cantidad de sólido en la columna. Este comportamiento es consistente con la literatura, donde dosis más altas de adsorbente suelen incrementar la remoción global, pero reducen la capacidad específica por unidad de masa.

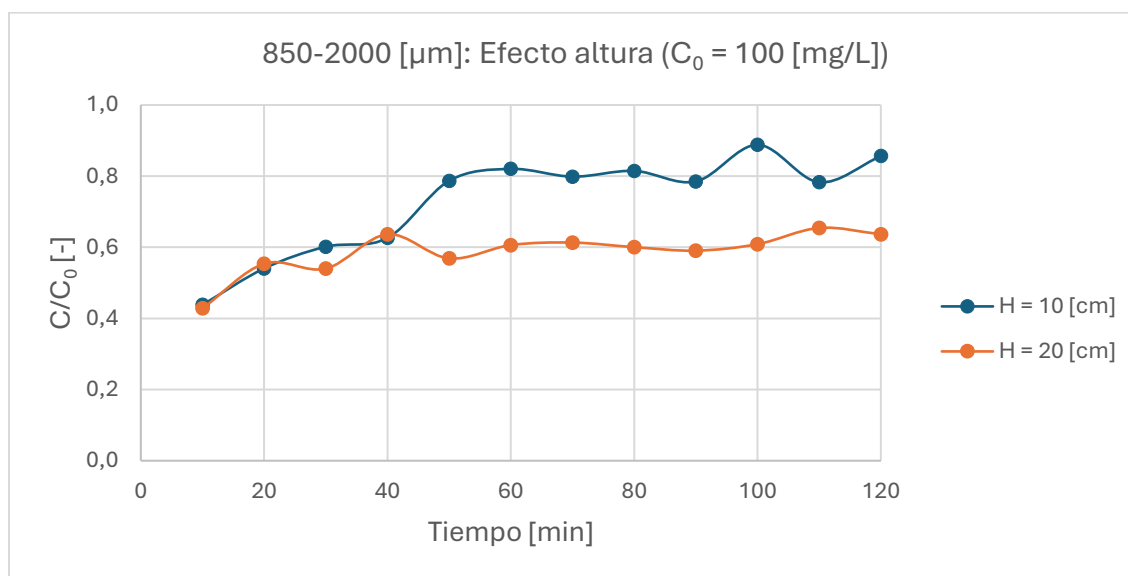


Figura 8. Curva de ruptura para la biosorción de Cu(II) a distintas alturas de lecho ($C_0 = 100$ [mg/L], tamaño de partícula = 850-2000 μm)

Por último, para la concentración inicial de 200 [mg/L] (ensayos E5 y E6), para la altura de lecho de 10 [cm] se obtiene una remoción del 22,5% y una capacidad de adsorción de 8,12 [mg/g], mientras que con una altura de 20 [cm] la remoción es de 13,2% y la capacidad de 2,54 [mg/g]. En este caso, el aumento de altura no solo no mejora la remoción, sino que la reduce, tanto en términos porcentuales como en la capacidad de adsorción. El mayor contenido de biosorbente en E6 no se traduce en una mayor captación de cobre, y la columna presenta una salida más alta que en el caso de altura de lecho de 10 [cm], lo anterior se ve reflejado en la curva de la Figura 9 asociada a 20 [cm] que muestra valores de C_t/C_0 más elevados durante todo el experimento. Este resultado se aparta de la tendencia esperada y sugiere la presencia de fenómenos hidrodinámicos no ideales, como la canalización, donde el fluido encuentra un camino preferencial, dejando gran parte de la biomasa sin contacto con el metal.

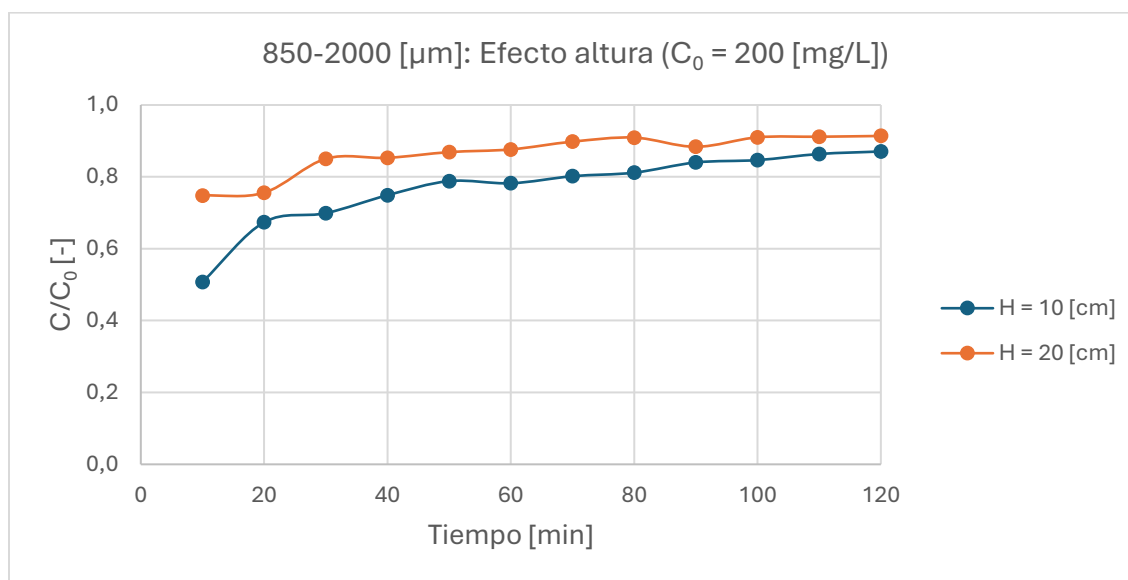


Figura 9. Curva de ruptura para la biosorción de Cu(II) a distintas alturas de lecho ($C_0 = 200$ [mg/L], tamaño de partícula = 850-2000 μm)

En conjunto, para el rango 850-2000 μm , el efecto de la altura de lecho es claro y positivo para $C_0 = 100$ [mg/L], neutro en $C_0 = 50$ [mg/L], y contrario a lo esperado en $C_0 = 200$ [mg/L]. Esto indica que el sistema no se comporta de manera completamente ideal y que la distribución de flujo y el grado de saturación del lecho juegan un rol relevante.

6.1.1.2 Efecto de la concentración inicial de Cu(II)

Se comparan las distintas concentraciones para una misma altura de lecho. Como se ilustra en la Figura 10, la remoción porcentual se mantiene en un rango relativamente estrecho (22-27%) cuando la altura del lecho es de 10 [cm], además, existe una correlación proporcional entre la concentración inicial y la capacidad de adsorción. Al incrementar la carga de 50 a 200 [mg/L], los valores de q_e ascienden de 2,20 a 8,12 [mg/g]. Esto es consistente con la teoría de adsorción en columna, donde un aumento en el gradiente de concentración hace que haya una mayor fuerza impulsora necesaria para vencer las resistencias a la transferencia de masa. No obstante, a todas las concentraciones, la columna opera todavía por debajo del agotamiento completo, con C_t/C_0 a los 120 [min] cercano a 0,8-0,9 (Figura 11), debajo del criterio usual de saturación. Sin embargo, estos valores indican que el lecho se encuentra ya en una etapa avanzada de ruptura, de modo que el margen para incrementar significativamente la masa adsorbida al prolongar el tiempo de

operación es limitado y el efluente de salida se aproxima rápidamente a la concentración de entrada.

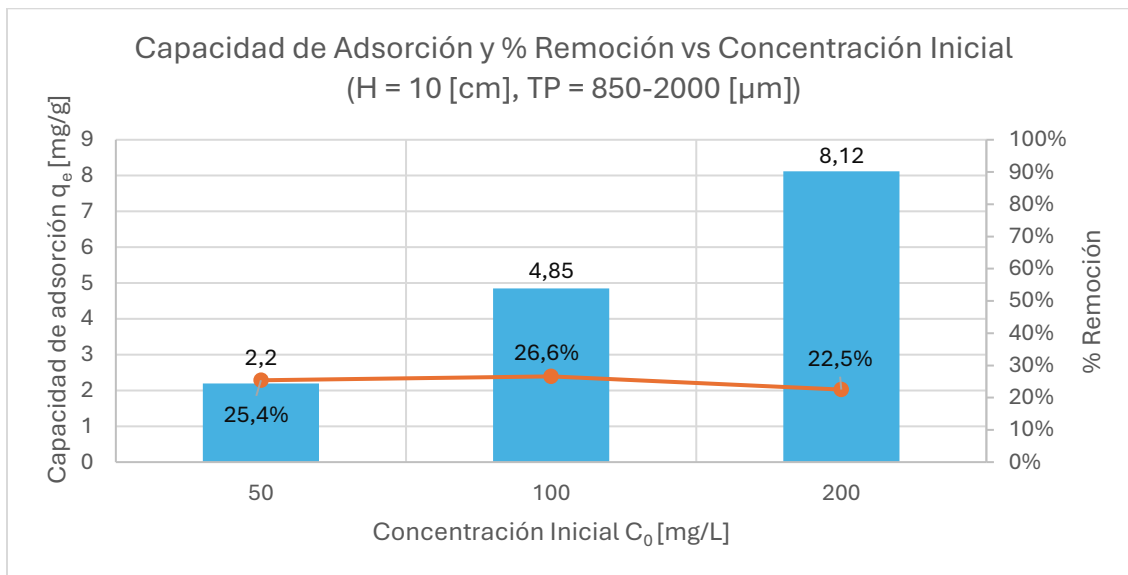


Figura 10. Capacidad de adsorción (q_e) y porcentaje de remoción de Cu(II) en función de la concentración inicial de alimentación (altura de lecho = 10 [cm] y tamaño de partícula = $850-2000 \text{ [}\mu\text{m]}$).

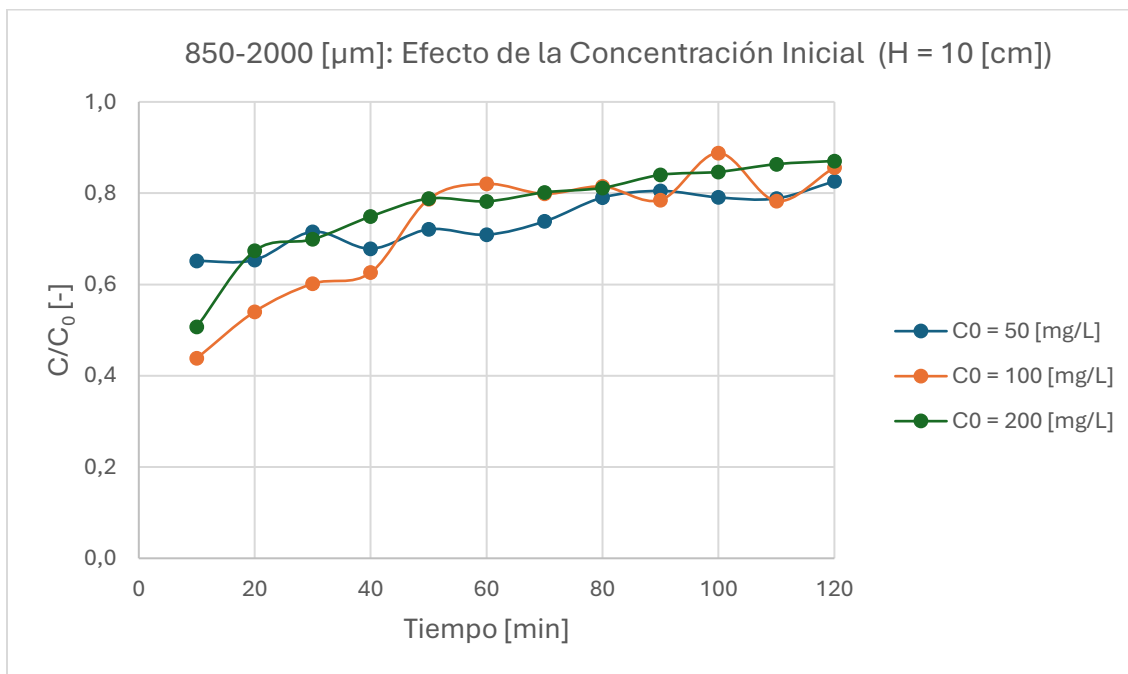


Figura 11. Efecto de la concentración inicial de alimentación sobre el perfil de ruptura en lecho fijo (altura de lecho= 10 [cm] y tamaño de partícula= $850-2000 \text{ [}\mu\text{m]}$).

Se comparan las distintas concentraciones para una altura de lecho constante de 20 [cm]. Como se ilustra en la Figura 12, la eficiencia de remoción porcentual muestra una variabilidad significativa, alcanzando un máximo del 39,8% para $C_0 = 100$ [mg/L], para luego descender drásticamente al 13,2% con $C_0 = 200$ [mg/L]. Se observa un incremento inicial en la capacidad de adsorción al pasar de 50 a 100 [mg/L], donde este valor asciende de 1,44 a 3,07 [mg/g], comportamiento que es consistente con la teoría. No obstante, el descenso en el rendimiento observado a la concentración máxima de alimentación evidencia la aparición de ineficiencias operativas, posiblemente asociadas a fenómenos de canalización como se comentaba en el inciso anterior. Respecto al estado de saturación, a los 120 [min] la relación C_t/C_0 oscila entre 0,64 y 0,91 (Figura 13). Estos valores indican que, a excepción de las condiciones de carga intermedia, el lecho se encuentra ya en una etapa avanzada de ruptura. Una de las razones por la cual la curva de saturación de 50 [mg/L] se encuentre por sobre la de 100 [mg/L] es que la isoterma de Langmuir no sea lineal y por consiguiente el coeficiente de reparto no es constante, por lo que, en un rango intermedio de concentración, el material puede tener mayor capacidad incremental que a concentraciones muy bajas.

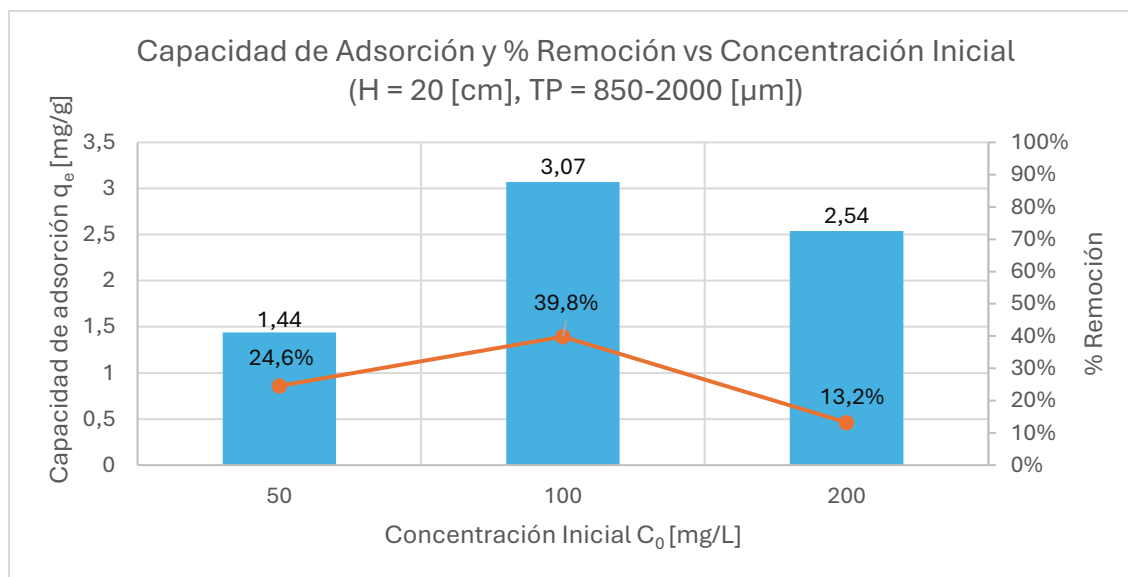


Figura 12. Capacidad de adsorción (q_e) y porcentaje de remoción de Cu(II) en función de la concentración inicial de alimentación (altura de lecho = 20[cm] y tamaño de partícula = 850-2000[μ m]).

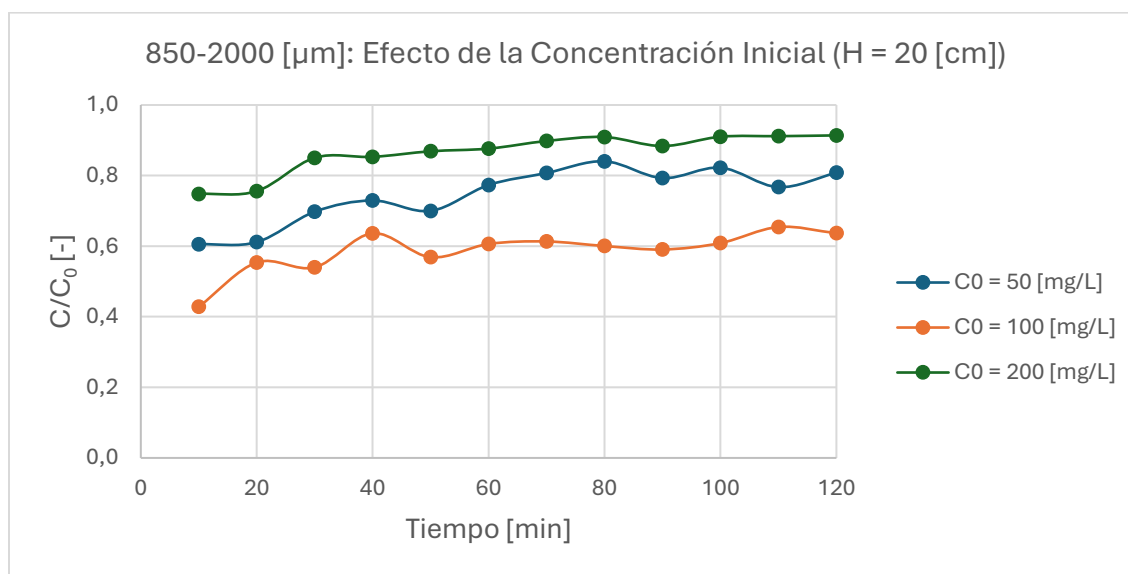


Figura 13. Efecto de la concentración inicial de alimentación sobre el perfil de ruptura en lecho fijo (altura de lecho=20[cm] y tamaño de partícula=850-2000[μm]).

6.1.2 Partículas finas

Los resultados para el rango 425-850 [μm] se muestran en la Tabla 9. En estos ensayos, los caudales experimentales fueron menores ($\approx 8-9$ [mL/min]) que, en los experimentos con partículas gruesas. La disminución del caudal teórico se encuentra asociado a efectos hidrodinámicos relacionados con el uso de partículas finas, principalmente una compactación del lecho, reducción de la porosidad y formación de canales preferenciales, lo anterior, implica tiempos de residencia mayores. A priori, esta condición debe favorecer la remoción, al incrementar el tiempo de contacto con el biosorbente. Sin embargo, los resultados indican que la mejora en la remoción no es generalizada y que, en varios casos, las remociones son inferiores a las obtenidas con partículas más grandes.

6.1.2.1 Efecto de la altura de lecho

En este rango de tamaño de partícula, el efecto de la altura de lecho se aprecia comparando, para cada concentración inicial, los ensayos con 10 y 20 [cm] y analizando simultáneamente las curvas de ruptura presentadas en las Figuras 14, 15 y 16. En general, la columna de 20 [cm] muestra un desempeño superior a la de 10 [cm], especialmente a concentraciones bajas e intermedias; para $C_0 = 50$ [mg/L], la remoción aumenta desde 12,9% a 40,3% al pasar de 10 a 20 [cm], y para $C_0 = 100$ [mg/L] se incrementa desde 7,6% a 29,1%, lo que se refleja en las Figuras 14 y 15 mediante curvas



de C_t/C_0 menores para la altura mayor, indicando un retraso del punto de ruptura y un uso más eficiente del lecho. En cambio, a $C_0 = 200$ [mg/L] la diferencia entre las alturas es menos marcada y ambas curvas alcanzan valores elevados de C_t/C_0 , lo que sugiere una saturación rápida del tramo superior del lecho y un aprovechamiento limitado de la masa adicional de biosorbente.

Un aspecto particular de estas curvas es que, en el caso de 50 [mg/L] y 20 [cm], la tendencia de C_t/C_0 en la Figura 14 muestra una ligera disminución durante el tiempo de operación, y algo similar se observa en los minutos finales del ensayo de 50 [mg/L] y 10 [cm], donde después de una fase de aumento la concentración normalizada desciende considerablemente, este comportamiento puede asociarse a una adsorción tardía. Al inicio de la operación, el lecho se encuentra fuertemente compactado, con baja porosidad y zonas poco accesibles al flujo. A medida que la solución circula, la biomasa se reacomoda y se generan canales a través de regiones que contienen biosorbente aún virgen. Cuando el fluido comienza a atravesar estas zonas menos compactadas, la solución entra en contacto con nuevos sitios activos y la remoción de Cu (II) aumenta, lo que se traduce en la caída de C_t/C_0 observada en los minutos finales. Este fenómeno se apoya en la evolución del pH del ensayo (Figura 17), que muestra un incremento en los últimos 20 [min]. El aumento de pH se asocia a un proceso de protonación de la superficie del biosorbente, donde los iones H^+ de la solución de alimentación son captados por los sitios activos disponibles de la biomasa. Esto evidencia la disponibilidad de centros de adsorción y la posterior retención de Cu^{2+} al disminuir la carga positiva superficial del lecho. Así, la combinación de un reacomodo del lecho y de condiciones químicas más favorables explica que la adsorción eficaz se produzca de manera tardía, apartándose del comportamiento ideal típico de una columna de lecho fijo homogénea.

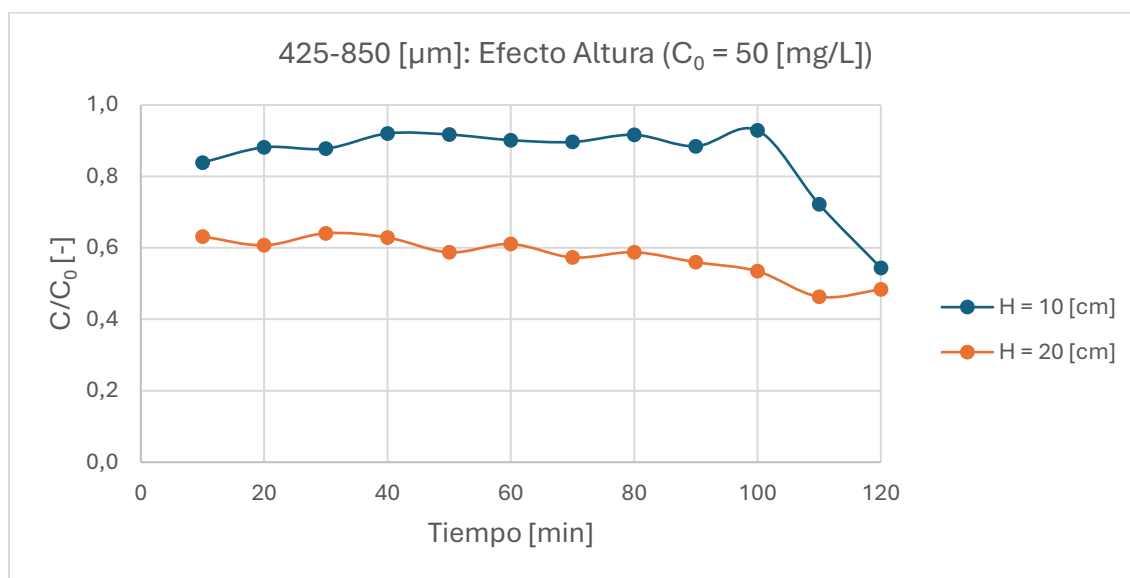


Figura 14. Curva de ruptura para la biosorción de Cu(II) a distintas alturas de lecho ($C_0 = 50 \text{ [mg/L]}$, tamaño de partícula = 425-850 μm)

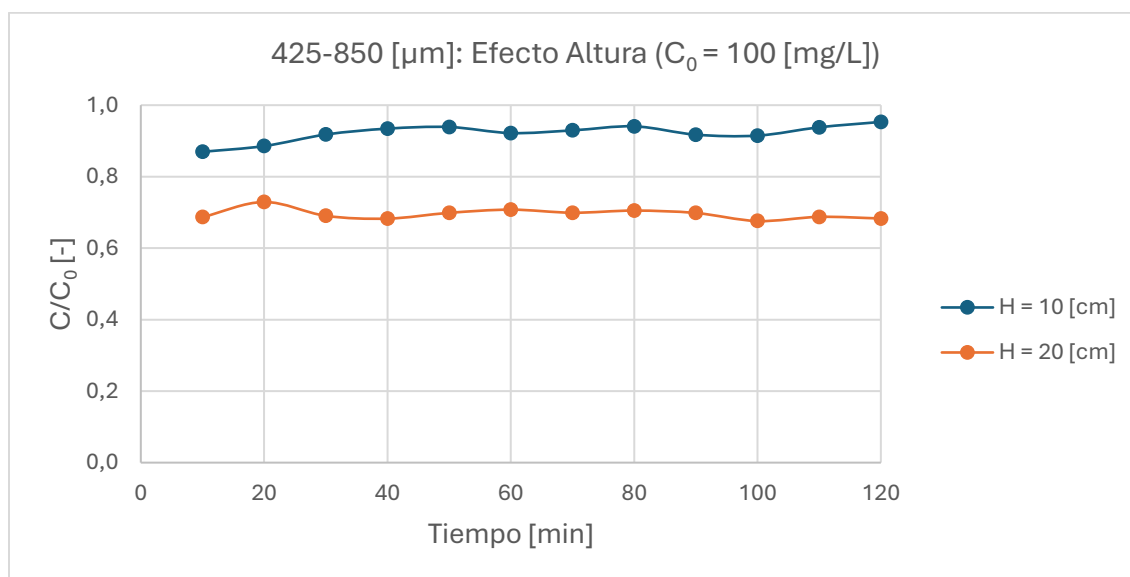


Figura 15. Curva de ruptura para la biosorción de Cu(II) a distintas alturas de lecho ($C_0 = 100 \text{ [mg/L]}$, tamaño de partícula = 425-850 μm)

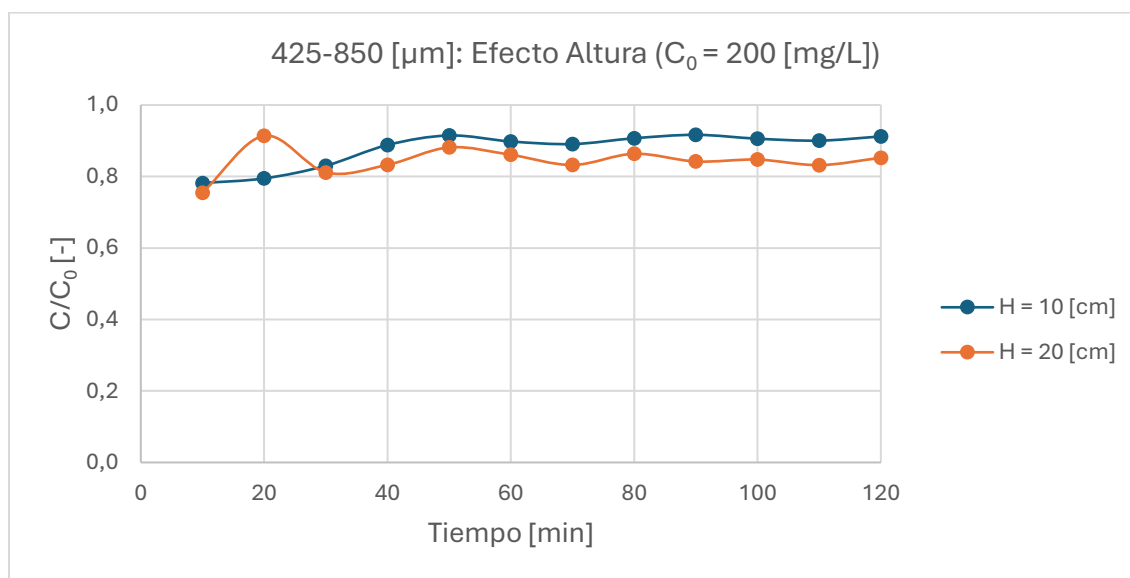


Figura 16. Curva de ruptura para la biosorción de Cu(II) a distintas alturas de lecho ($C_0 = 200$ [mg/L], tamaño de partícula = 425-850 μm)

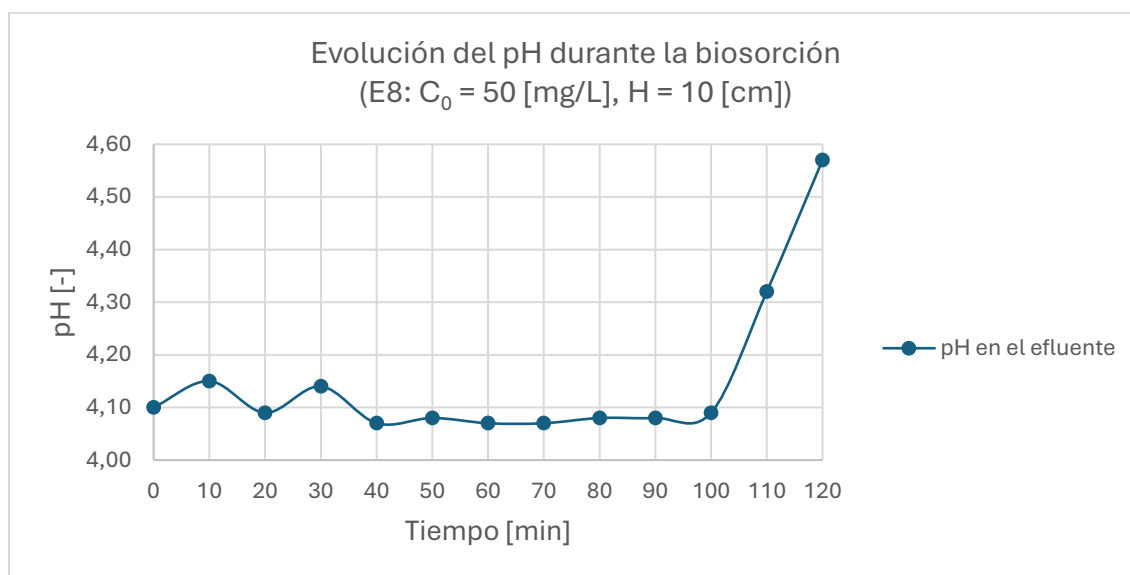


Figura 17. Evolución del pH durante el proceso de biosorción, E8. ($C_0 = 50$ [mg/L], tamaño de partícula = 425-850 μm)

6.1.2.2 Efecto de la concentración inicial de Cu(II)

El efecto de la concentración inicial de Cu(II) se analiza para ambas alturas de lecho a partir de las curvas de ruptura C_t/C_0 y de los gráficos de capacidad de adsorción y porcentaje de remoción. Para una altura de lecho de 10 [cm], los valores de q_e aumentan de 0,53 a 2,02 [mg/g] al pasar de 50 a 200 [mg/L], lo que indica que, como es habitual, una mayor concentración de entrada favorece



la cantidad de cobre adsorbido por unidad de masa. Sin embargo, los porcentajes de remoción se mantienen muy bajos, entre 7,6 y 12,9% y sin una tendencia clara, y las curvas de ruptura se sitúan prácticamente desde el inicio en $C_t/C_0 \approx 0,80-0,85$, con variaciones relativamente pequeñas a lo largo de los 120 [min] de operación. Este comportamiento sugiere que, para este rango granulométrico, una columna de 10 [cm] resulta insuficiente; la zona de transferencia de materia alcanza rápidamente la salida y el lecho opera, en la práctica, en un estado cercano a ruptura casi desde los primeros minutos, de modo que la mayor carga de cobre a altas concentraciones se refleja en un incremento de q_e , pero no en una mejora apreciable de la fracción removida.

Un aspecto adicional a considerar es que los ensayos con partículas en el rango 425-850 [μm] se realizan finalmente con caudales medios menores que los correspondientes al rango 850-2000 [μm]. En principio, un menor caudal debería favorecer la remoción, al aumentar el tiempo de residencia de la solución en el lecho. Sin embargo, al comparar las curvas de ruptura para $H = 10$ [cm] de ambos tamaños de partícula (Figura 11 y 19), se observa que las columnas con partículas finas presentan valores de C_t/C_0 más elevados, es decir, más saturadas que las obtenidas con partículas gruesas operadas incluso a mayor caudal. Este comportamiento sugiere que la reducción del tamaño nominal de partícula no se traduce en un aumento efectivo del área de contacto, probablemente debido la tendencia de la biomasa molida de *Aristotelia chilensis* a compactarse y aglomerarse dentro de la columna, formando partículas de tamaño efectivo superior al rango 850-2000 [μm] y favoreciendo la aparición de canales preferenciales. Bajo estas condiciones, una fracción del lecho podría permanecer poco mojada o con accesibilidad limitada a la solución, de modo que, a pesar del mayor tiempo de residencia, la porción de biosorbente realmente activa se reduce y las curvas de ruptura resultan más cercanas al régimen de saturación que en el caso de las partículas gruesas.

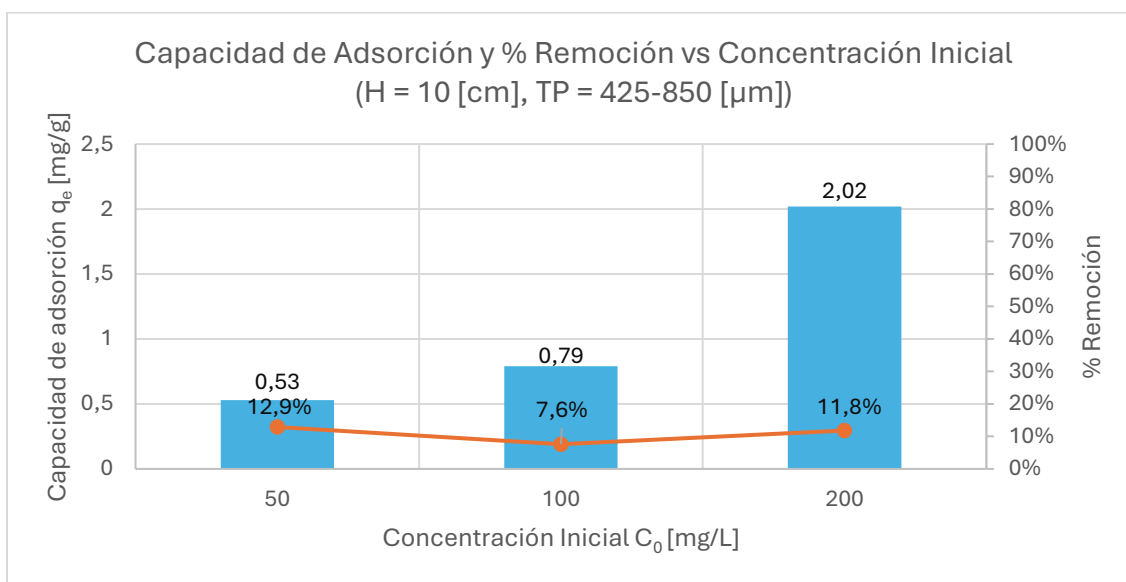


Figura 18. Capacidad de adsorción (q_e) y porcentaje de remoción de Cu(II) en función de la concentración inicial de alimentación (altura de lecho = 10[cm] y tamaño de partícula = 425-850[μ m])

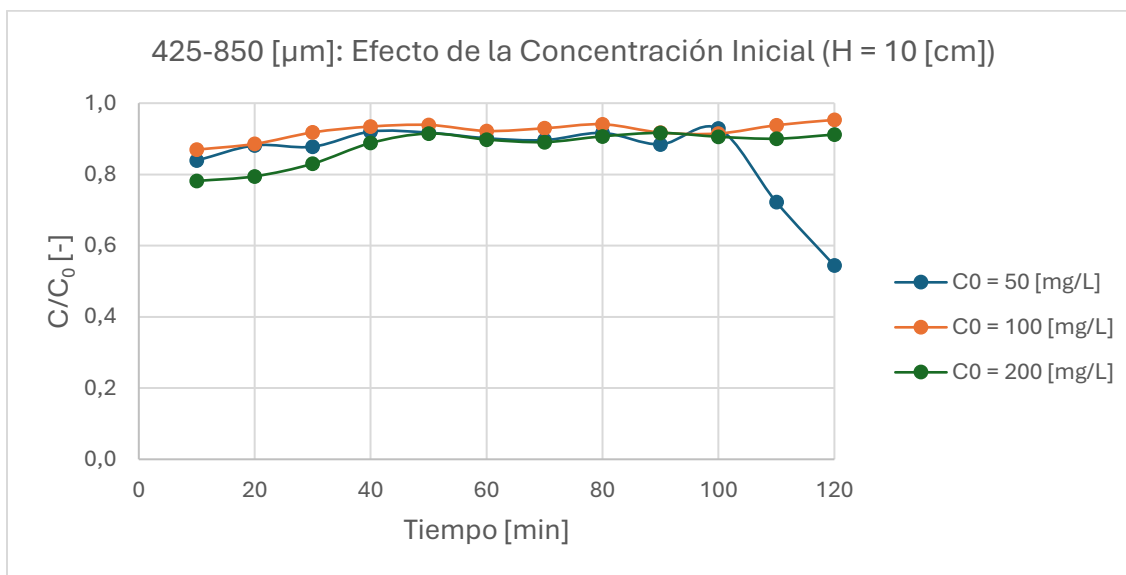


Figura 19. Efecto de la concentración inicial de alimentación sobre el perfil de ruptura en lecho fijo (altura de lecho=10[cm] y tamaño de partícula=425-850[μ m])

En contraste, para H = 20 [cm] los resultados son más consistentes con lo reportado en la literatura; la capacidad de adsorción aumenta de 1,17 a 1,49 [mg/g] al incrementar C_0 de 50 a 200 [mg/L], mientras que el porcentaje de remoción decrece de 40,3 a 15%, evidenciando el compromiso típico entre fuerza impulsora y fracción de soluto removida. Las curvas de ruptura por su parte, muestran

que, a 50 [mg/L], la columna mantiene los menores valores de C_t/C_0 en todo el intervalo de operación, reflejando una mayor fracción del lecho aún no saturada, mientras que, a medida que C_0 aumenta, las curvas se desplazan hacia valores más altos de C_t/C_0 , indicando una saturación más rápida de la parte superior del lecho y una utilización menos eficiente de la altura disponible.

En conjunto, estos resultados permiten decir que, para partículas de 425-850 [μm], la altura de 20 [cm] proporciona un desempeño mucho más adecuado para estudiar el efecto de la concentración inicial, mientras que la configuración de 10 [cm] se muestra limitada por una longitud de lecho insuficiente, lo que se traduce en remociones porcentuales bajas y en curvas de ruptura que revelan un régimen cercano al agotamiento desde etapas tempranas del ensayo.

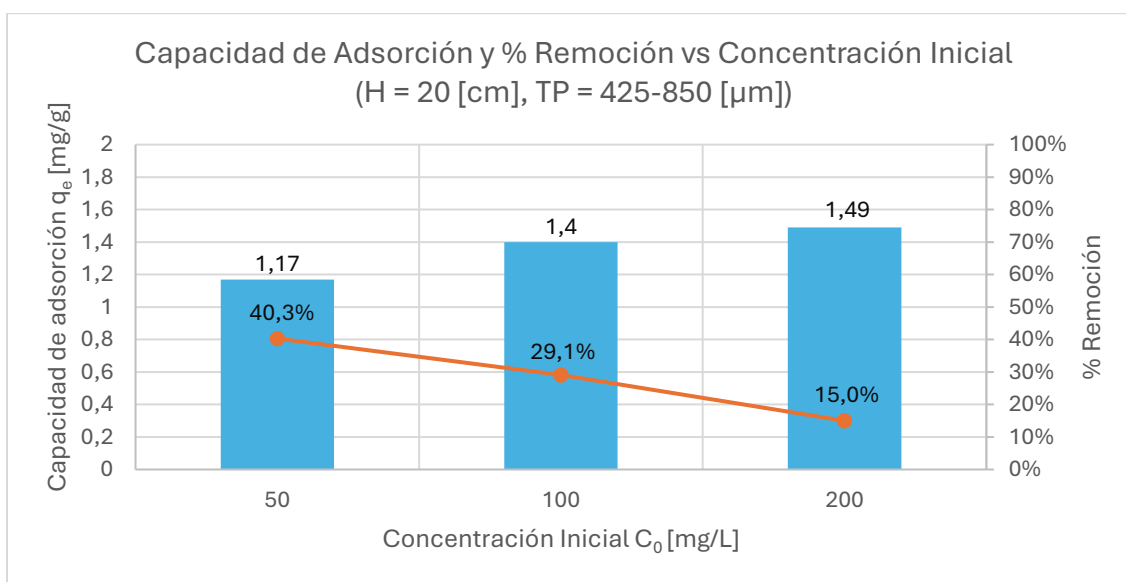


Figura 20. Capacidad de adsorción (q_e) y porcentaje de remoción de Cu(II) en función de la concentración inicial de alimentación (altura de lecho = 20[cm] y tamaño de partícula = 425-850[μm])

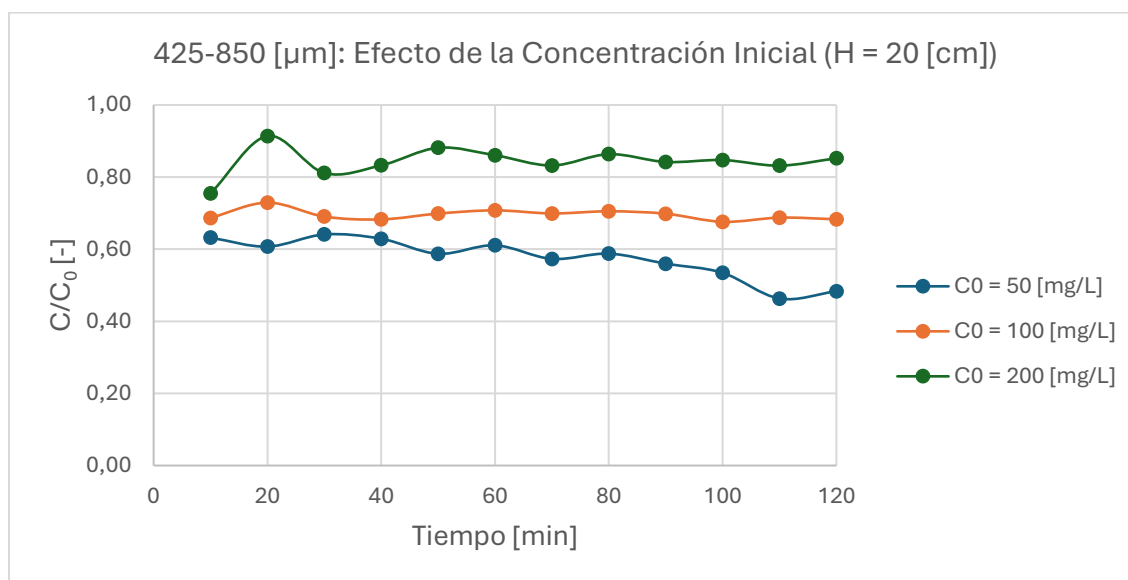


Figura 21. Efecto de la concentración inicial de alimentación sobre el perfil de ruptura en lecho fijo (altura de lecho=20[cm] y tamaño de partícula=425-850[μm])

6.2 Ajuste de modelos matemáticos

Basado en los resultados experimentales, se realiza el ajuste de los modelos cinéticos de Adams-Bohart, Thomas, Yoon-Nelson y Dosis-Respuesta para caracterizar la biosorción de Cu^{2+} en sistema continuo. El estudio cinético se aplica a los ensayos de mayor rendimiento por granulometría: el E2 para el tamaño de partícula grueso y el E10 para el tamaño fino.

En la Tabla 12 se presentan los parámetros que se obtienen para cada modelo aplicado a los ensayos antes mencionados. En ambos casos se incluyen las constantes cinéticas y coeficientes de ajuste estadístico R^2 ajustado, los cuales permiten cuantificar el grado de concordancia entre los resultados experimentales y teóricos.

Tabla 12. Parámetros de los modelos estudiados.

Modelo	Parámetro	Unidad	E2	E10
Adams-Bohart	k_{AB}	$L \cdot \text{mg}^{-1} \cdot \text{min}^{-1}$	$1,96 \cdot 10^{-5}$	$-4,35 \cdot 10^{-5}$
	N_0	$\text{mg} \cdot L^{-1}$	$2,68 \cdot 10^3$	$-6,29 \cdot 10^2$
	$R^2_{ajustado}$	-	0,43	0,73
	SSE	-	0,0191	0,0080



Thomas	k_{th}	$\text{mL} \cdot \text{mg}^{-1} \cdot \text{min}^{-1}$	0,05	$-8,18 \cdot 10^{-5}$
	q_0	$\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$	-0,4	$1,60 \cdot 10^3$
	$R^2_{ajustado}$	-	0,46	0,75
	SSE	-	0,0182	0,0355
Yoon-Nelson	k_{YN}	min^{-1}	$5,27 \cdot 10^{-3}$	$-5,84 \cdot 10^{-3}$
	τ	min	-5,3	116,2
	$R^2_{ajustado}$	-	0,46	0,76
	SSE		0,0182	0,0070
Dosis-Respuesta	a	-	0,287	-0,242
	q_0	$\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$	1,0	4,4
	$R^2_{ajustado}$	-	0,69	0,49
	SSE	-	0,0105	0,0149

La comparación entre los datos experimentales y las curvas teóricas para los ensayos E2 y E10 se presentan en la Figura 22 y 23, respectivamente. En términos generales, ambas figuras muestran el perfil de la concentración normalizada C_t/C_0 a través del tiempo, lo que permite caracterizar el agotamiento progresivo de los sitios activos del lecho durante la biosorción de Cu^{2+} .

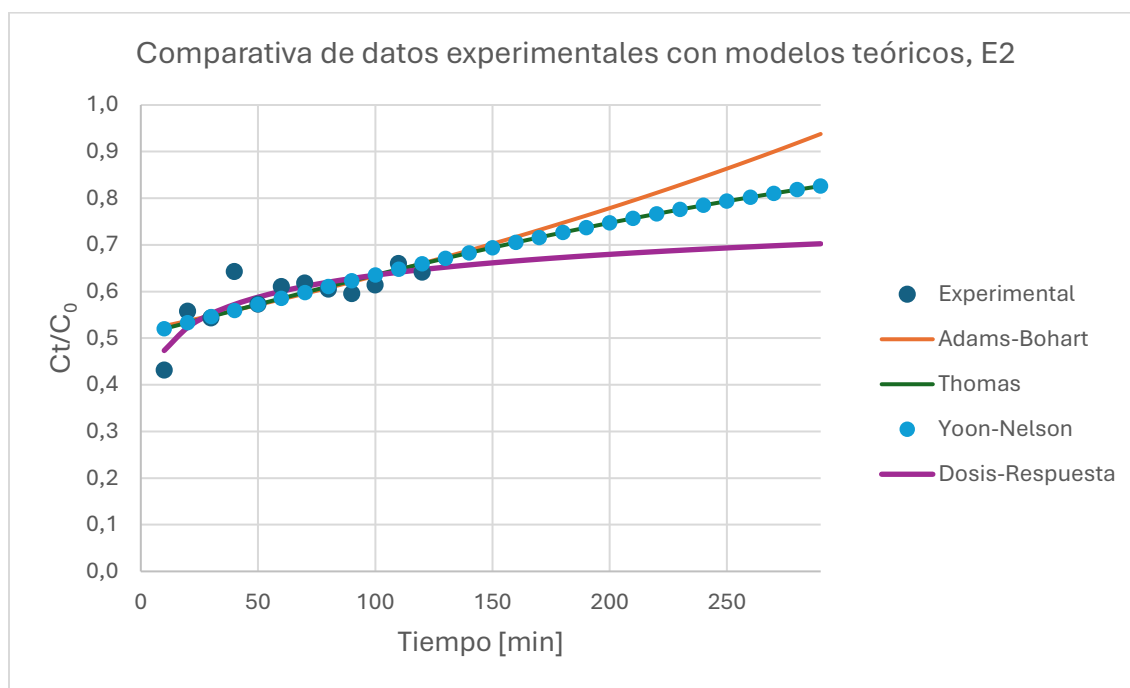


Figura 22. Comparativa de datos experimentales (E2) con modelos teóricos.

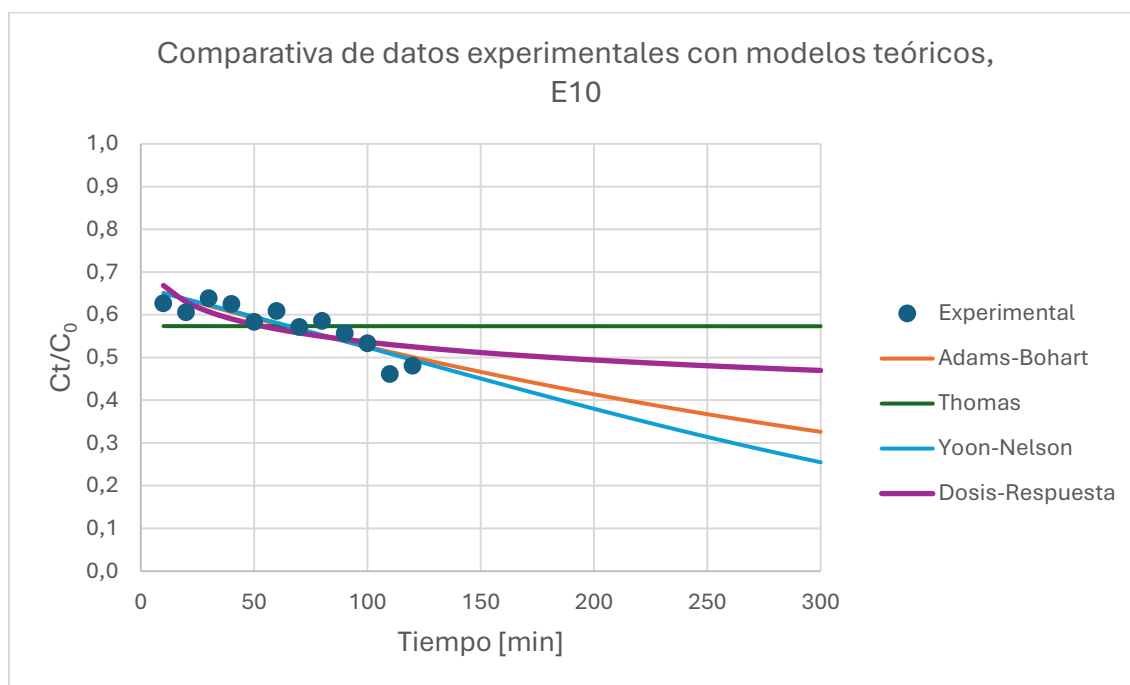


Figura 23. Comparativa de datos experimentales (E10) con modelos teóricos.

En el ensayo E2, los datos promediados muestran un ajuste estadístico entre moderado y aceptable para los modelos evaluados, aunque con diferencias importantes en la plausibilidad de los



parámetros obtenidos. El modelo de Adams-Bohart logra reproducir de forma razonable la tendencia global creciente de C_t/C_0 , con un coeficiente $R_{aj}^2 = 0,43$, una constante cinética del orden de $k_{AB} = 1,96 \cdot 10^{-5} [\text{L} \cdot \text{mg}^{-1} \cdot \text{min}^{-1}]$ y una capacidad volumétrica N_0 del orden de $10^3 [\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}]$. No obstante, el ajuste es claramente limitado en la zona final de la curva, donde el modelo asume una aproximación más rápida al estado de saturación que la observada experimentalmente. Por su parte, los modelos de Thomas y Yoon-Nelson muestran valores de ajuste similares ($R_{aj}^2 = 0,46$), describiendo en términos generales la ligera pendiente de la curva, pero entregando parámetros sin interpretación física consistente: en el caso de Thomas se obtiene un q_0 negativo y alejado de la capacidad experimental, mientras que en Yoon-Nelson el tiempo característico τ también resulta negativo, lo que indica una ruptura previa al inicio del ensayo. Estos resultados reflejan que, si bien los modelos se pueden ajustar estadísticamente a algunos puntos, la curva experimental no presenta la forma sigmoideal típica sobre la cual se basan ambos modelos. En contraste, el modelo Dosis-Respuesta fue el que muestra el mejor desempeño global para este ensayo con un $R_{aj}^2 = 0,69$ y una capacidad q_0 de $1,0 [\text{mg/g}]$, coherente con los valores de q_e obtenidos a partir del ensayo. Este modelo logra capturar de manera más adecuada la transición gradual de la curva, sin forzar una ruptura muy marcada ni un tramo de saturación plenamente desarrollado, lo que resulta consistente con el comportamiento experimental, donde C_t/C_0 se mantiene en un rango intermedio durante la mayor parte de los 120 [min]. La capacidad predictiva de este último modelo se puede observar en la Figura 24, donde la curva ajustada reproduce la tendencia del ensayo, incorporando la variabilidad con las desviaciones estándar de los duplicados.

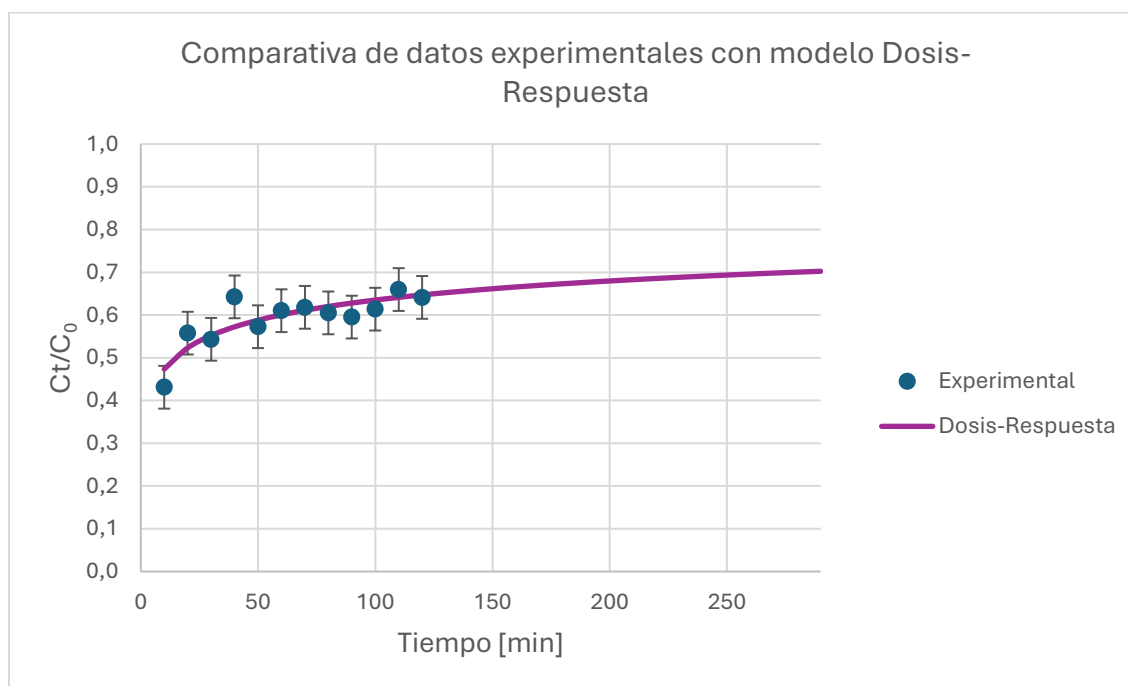


Figura 24. Gráfica de los datos experimentales con su desviación (E2) en el modelo de Dosis-Respuesta.

En el ensayo E10, los modelos presentan un comportamiento distinto al observado en E2, tanto en la calidad de ajuste como en la coherencia de los parámetros. El modelo de Adams- Bohart alcanza aquí un ajuste estadísticamente bueno ($R_{aj}^2 = 0,73$); sin embargo, la constante k_{AB} y la capacidad volumétrica N_0 presentan valores negativos, reflejando que la tendencia real de la curva no se ajusta al esquema de avance de frente de saturación que asume el modelo. De forma análoga, los modelos de Thomas y Yoon-Nelson muestran coeficiente de determinación ajustados relativamente altos ($R_{aj}^2 = 0,75$ y $0,76$ respectivamente) y este último presenta el menor SSE entre los modelos con un valor de $0,0070$, lo que indica que la relación entre las variables es buena; sin embargo, el valor de q_0 que se obtiene con Thomas es del orden de 10^3 [mg/g] y la constante k_{Th} cambia de signo respecto a lo esperado, mientras que en el modelo de Yoon-Nelson la constante cinética k_{YN} resulta negativa y el tiempo característico τ se sitúa cerca del final del ensayo. Los indicadores sugieren que los modelos se ajustan bien a la curva del ensayo, pero en realidad, no responde al marco conceptual de los modelos. En el caso del modelo Dosis-Respuesta, el ajuste resulta intermedio ($R_{aj}^2 = 0,49$), con un valor de q_0 de $4,4$ [mg/g], más razonable en magnitud, pero acompañado de un parámetro a negativo, consistente con la ligera disminución de C_t/C_0



observada en los últimos tiempos de operación. Este comportamiento experimental, donde las curvas de ruptura para E10 muestran una tendencia de descenso tardío de C_t/C_0 , puede asociarse a fenómenos y a condiciones hidrodinámicas del lecho fino, las que generan una dinámica no ideal y dificultan la representación adecuada mediante modelos desarrollados para frentes de saturación bien definidos.

En conjunto, el análisis de los parámetros obtenidos para los ensayos E2 y E10 evidencia que los modelos dinámicos clásicos presentan limitaciones importantes para describir el comportamiento de la columna de lecho fijo con *Aristotelia chilensis* bajo las condiciones estudiadas. Mientras que en E2 el modelo Dosis-Respuesta proporciona el ajuste más consistente, con parámetros acordes al orden de magnitud de las capacidades experimentales y un SSE de 0,0105, en E10 los modelos que reportan mejores indicadores estadísticos (Thomas, Yoon-Nelson y Adams-Bohart) lo hacen a costa de parámetros sin coherencia física, consecuencia de curvas de ruptura poco sigmoideas. Estos resultados son coherentes con las observaciones experimentales previas: en el caso de partículas gruesas (E2), la columna opera con remociones moderadas y una zona de transferencia de materia extendida, sin alcanzar una saturación completa del lecho; mientras que en el caso de partículas finas (E10), la combinación de un caudal menor, posible aglomeración y compactación del biosorbente y una mayor tendencia a la canalización conduce a curvas más saturadas y de forma no ideal, en las que el avance del frente de adsorción no se ajusta a las hipótesis de los modelos analizados. De este modo, si bien el ajuste matemático permite obtener parámetros para todos los modelos, su interpretación debe hacerse en base al comportamiento experimental y con la fenomenología esperada del proceso de biosorción en columna.



7. CONCLUSIONES

La investigación desarrollada permite concluir que la biomasa de *Aristotelia chilensis* presenta un potencial efectivo para la remoción de Cu(II) en sistemas continuos, aunque su eficiencia está fuertemente condicionada por la estabilidad hidrodinámica del lecho empacado. El desempeño global del sistema no depende aisladamente de una variable operativa, sino de la interacción compleja entre la altura de lecho, la concentración inicial, el tamaño de partícula y, de manera crítica, el caudal de operación resultante.

Respecto a la influencia de la granulometría, se determinó que el comportamiento hidráulico define la viabilidad del proceso. Para el tamaño de partícula grueso 850-2000 [μm], donde los caudales se mantienen relativamente constantes en torno a 11-12 [mL/min], fue posible establecer una correlación directa de las variables, en este escenario, la altura de lecho se instaure como el factor más determinante sobre la eficiencia. El aumento de la altura a 20 [cm] redujo la concentración normalizada de salida y elevó el porcentaje de remoción a los $C_0 = 100$ [mg/L]. Por el contrario, el aumento de la concentración inicial C_0 favoreció principalmente la capacidad de adsorción q_e , sin un incremento proporcional en la fracción removida, la cual tendió a disminuir ante cargas elevadas debido a la saturación parcial del lecho.

En cambio, para el tamaño de partícula 425-850 [μm] el análisis debe hacerse con mayor cautela, porque los caudales experimentales disminuyen y varían (≈ 8 -9 [mL/min]), de modo que el tiempo de residencia aumenta, pero al mismo tiempo la compactación del lecho y la reducción de la porosidad efectiva favorecen la canalización y la aparición de zonas poco mojadas. A estas condiciones, la altura de lecho sigue siendo la variable que más claramente se asocia a una mejora de la remoción, ya que las columnas de 10 [cm] resultan claramente insuficientes, mientras que las de 20 [cm] permiten desarrollar curvas de ruptura más tardías, pero el efecto de la concentración inicial con la hidrodinámica no ideal, hace que el aumento de C_0 mejore q_e pero no asegura remociones más altas ni curvas sigmoideas bien definidas, confirmando que la mayor superficie específica del material fino no compensa los problemas de flujo generados.

Adicionalmente, el monitoreo del pH del efluente aportó evidencia clave para explicar tanto el mecanismo de adsorción como las limitaciones hidrodinámicas del sistema. Esta interacción entre la química de superficie y la hidrodinámica se confirmó en el caso particular del ensayo con



partículas finas (E8). En este, se observó un comportamiento anómalo hacia el final de la operación, caracterizado por un segundo repunte en el pH y una leve mejora en la remoción. Este fenómeno se atribuye a la habilitación tardía de zonas de biosorbente virgen que inicialmente se encontraban aisladas por la compactación y canalización del lecho. Al producirse un reacomodo físico, el flujo accedió a estas regiones no saturadas, donde la biomasa fresca captó protones nuevamente, elevando el pH. Por lo tanto, esta variación actúa como un indicador químico de que existían sitios activos disponibles que no habían sido aprovechados, lo cual justifica la adsorción tardía y la forma atípica de las curvas de ruptura. Esto corrobora finalmente la hipótesis de que la eficiencia en partículas finas se vio restringida por la hidrodinámica del lecho y no por la capacidad intrínseca del material.

Por otro lado, en relación con el ajuste de los datos experimentales a los modelos dinámicos, los resultados no permiten validar de manera plena el uso de las ecuaciones de Thomas, Yoon-Nelson y Adams-Bohart como herramientas predictivas, ya que si bien entregan coeficientes de determinación ajustados moderados, en varios casos conducen a parámetros sin sentido físico (capacidades excesivamente altas o tiempos característicos negativos), consecuencia de curvas de ruptura alejadas de la sigmoide ideal y de una hidrodinámica no homogénea en la columna. El modelo Dosis- Respuesta muestra un desempeño relativamente más consistente con un $R_{aj}^2 = 0,69$, especialmente en la configuración hidráulicamente más estable (partículas gruesas y caudal cercano al nominal), donde los parámetros estimados se mantienen en el mismo orden de magnitud que las capacidades experimentales ($q_e = 1,0$ [mg/g]; $a = 0,287$) y con una SSE baja de 0,0105; sin embargo, incluso en este caso su capacidad predictiva debe interpretarse con cautela y acotarse al intervalo de operación ensayado, más que asumirse como una representación general de la fenomenología del sistema, porque como se observó la saturación del lecho con este modelo ocurre lentamente, lo cual en la teoría no ocurre.

Estos hallazgos posicionan a *Aristotelia chilensis* como un material competente para el tratamiento de efluentes. No obstante, se debe enfatizar que la optimización de la hidrodinámica interna de la columna resulta tan determinante como el control de las variables operacionales clásicas para maximizar su potencial de remoción de Cu(II).



8. RECOMENDACIONES

A partir de los resultados obtenidos, se recomienda profundizar en el acondicionamiento del lecho y en la optimización de la operación de la columna para disminuir los efectos de compactación y canalización observados, especialmente en el rango de partículas finas. Una estrategia recomendable consiste en mezclar la biomasa de *Aristotelia chilensis* con un material inerte de mayor rigidez mecánica, o bien combinar hojas con tallos y fragmentos leñosos de maqui, de modo de aumentar la porosidad estructural, mejorar la estabilidad del lecho y favorecer una distribución de flujo más homogénea, reduciendo así zonas muertas y regiones poco mojadas. Adicionalmente, se recomienda evaluar una activación química previa de la biomasa (ácida y/o alcalina) antes del empaquetamiento de la columna, con el objetivo de incrementar la disponibilidad de grupos funcionales y remover compuestos que puedan bloquear sitios de adsorción, lo que potencialmente podría mejorar la capacidad de Cu(II) bajo condiciones equivalente de operación. Asimismo, se sugiere trabajar con caudales inferiores a los utilizados en este estudio, con el fin de obtener curvas de ruptura más representativas del comportamiento teórico y cuantificar de manera más precisa la capacidad del biosorbente bajo las mismas condiciones. Finalmente, se plantea como línea futura la evaluación del sistema con efluentes reales y mezclas multicomponente, así como el estudio de alternativas de regeneración o disposición segura del biosorbente saturado, de manera de avanzar hacia un esquema de tratamiento más integral y aplicable en contextos industriales.



9. REFERENCIAS

- A., E. M., Abdel-Sabour, M. F., K., E. W., & M., A. M. (2015). Removal of Cu (II) and Pb (II) from Aqueous Solution Using treated Rice straw. *International Journal of Advanced Research*, 3(12), 1260-1271.
- Acosta, I., Moctezuma-Zárate, M., Cárdenas, J., & Gutiérrez, C. (2007). Bioadsorción de Cadmio (II) en Solución Acuosa por Biomásas Fúngicas. *Información tecnológica*, 18(1), 09-14. <https://doi.org/https://dx.doi.org/10.4067/S0718-07642007000100003>
- Agency for Toxic Substances and Disease Registry. (3 de Marzo de 2015). *ToxFAQs for Copper*. Centers for Disease Control and Prevention: https://www.atsdr.cdc.gov/es/toxfaqs/es_tfacts132.html
- Ahmad, F., & Zaidi, S. (26 de July de 2020). *Potential Use of Agro/Food Wstes as Biosorbents in the Removal of Heavy Metals*. <https://doi.org/10.5772/intechopen.94175>
- Alsiment. (15 de Mayo de 2022). *La electrodeposición del cobre y su aplicación en la industria*. <https://alsimet.es/es/noticias/la-electrodeposicion-del-cobre-y-su-aplicacion-en-la-industria>
- Arana Juve, J.-M., Christensen, F. S., Wang, Y., & Wei, Z. (1 de Mayo de 2022). Electrodialysis for metal removal and recovery: A review. *Chemical Engineering Journal*, 435. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.cej.2022.134857>
- Azouaou, N., & Sadaoui, Z. (2014). Removal of Lead from Aqueous Solution onto Untreated Coffee Grounds: a Fixed-bed Column Study. *Chemical Engineering Transactions*, 38, 151-156. <https://doi.org/10.3303/CET1438026>
- Babel, S., & Kurniawan, T. A. (2003). Low-cost adsorbents for heavy metals uptake from contaminated water: a review. *Journal of Hazardous Materials*, 97, 219-243. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0304-3894\(02\)00263-7](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0304-3894(02)00263-7)
- Badescu, I. S., Bulgariu, D., Ahmad, I., & Bulgariu, L. (2018). Valorisation possibilities of exhausted biosorbents loaded with metal ions – A review. *Journal of Environmental Management*, 224, 288-297. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.07.066>



- Bar, N., Mitra, T., & Das, S. (2021). Biosorption of Cu(II) ions from industrial effluents by rice husk: experiment, statistical, and ANN modeling. *Journal of Environmental Engineering and Landscape Management*, 29(4), 441-448. <https://doi.org/https://doi.org/10.3846/jeelm.2021.14386>
- BCN. (1998). *ESTABLECE NORMA DE EMISION PARA LA REGULACION DE CONTAMINANTES ASOCIADOS A LAS DESCARGAS DE RESIDUOS INDUSTRIALES LIQUIDOS A SISTEMAS DE ALCANTARILLADO*. Biblioteca del Congreso Nacional de Chile: <https://www.bcn.cl/leychile/navegar?idNorma=121486&idVersion=2004-09-08&idParte=>
- BCN. (2001). *ESTABLECE NORMA DE EMISION PARA LA REGULACION DE CONTAMINANTES ASOCIADOS A LAS DESCARGAS DE RESIDUOS LIQUIDOS A AGUAS MARINAS Y CONTINENTALES SUPERFICIALES*. Biblioteca del Congreso Nacional de Chile: <https://www.bcn.cl/leychile/navegar?idNorma=182637>
- BCN. (2003). *ESTABLECE NORMA DE EMISION DE RESIDUOS LIQUIDOS A AGUAS SUBTERRANEAS*. Biblioteca del Congreso Nacional de Chile: <https://www.bcn.cl/leychile/navegar?idNorma=206883>
- Bharathi, K. S., & Ramesh, S. T. (2013). Fixed-bed column studies on biosorption of crystal violet from aqueous solution by *Citrullus lanatus* rind and *Cyperus rotundus*. *Applied Water Science*, 3, 673-687. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s13201-013-0103-4>
- Calero, M., Hernáinz, F., Blázquez, G., Tenorio, G., & Martín-Lara, M. A. (2009). Study of Cr (III) biosorption in a fixed-bed column. *Journal of Hazardous Materials*, 171(1-3), 886-893. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.06.082>
- Chakchouk, I., Elloumi, N., Belaid, C., Mseddi, S., Chaari, L., & Kallel, M. (2017). A combined electrocoagulation-electrooxidation treatment for dairy wastewater. *Brazilian Journal of Chemical Engineering*, 34(1), 109-117. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1590/0104-6632.20170341s20150040>



- Chen, G. (2004). Electrochemical technologies in wastewater treatment. *Separation and Purification Technology*, 38(1), 11-41.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.seppur.2003.10.006>
- Duga, N., Imperial, P., Soriano, A., & Nieva, A. (2016). Packed Bed Biosorption of Lead and Copper Ions Using Sugarcane Bagasse. *ASEAN Journal of Chemical Engineering*, 16(1), 23-37. <https://doi.org/10.22146/ajche.49671>
- Fu, F., & Wang, Q. (2011). Removal of heavy metal ions from wastewaters: A review. *Journal of Environmental Management*, 92(3), 407-418.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.11.011>
- Gadd, G. M. (2009). Biosorption: critical review of scientific rationale, environmental importance and significance for pollution treatment. *Chemical Technology and Biotechnology*, 84(1), 13-28. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/jctb.1999>
- Gallego, M. (1987). Toxicología del cobre. *Revista de Toxicología*, 4(2-3), 101-120.
<https://rev.aetox.es/wp/wp-content/uploads/2021/09/revtox.4.2-3.1987.pdf>
- García-Milla, P., Peñalver, R., & Nieto, G. (2024). Review of the Functional Characteristics and Applications of *Aristotelia chilensis* (Maqui Berry), in the Food Industry. *Foods*, 13(6), 838. <https://doi.org/https://doi.org/10.3390/foods13060838>
- Gouda, S. A., & Taha, A. (2023). Biosorption of Heavy Metals as a New Alternative Method for Wastewater. *Egyptian Journal of Aquatic Biology & Fisheries*, 27(2), 135-153.
https://ejabf.journals.ekb.eg/article_291671_374c9fa6ea85408ae7c7f1a353e63751.pdf
- Gyawali, D., Rijal, S., Basnet, P., Ghimire, K. N., Pokhrel, M. R., & Paudyal, H. (2023). Effective biosorption of As(V) from polluted water using Fe(III)-modified Pomelo (*Citrus maxima*) peel: A batch, column, and thermodynamic study. *Heliyon*, 9(2).
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e13465>
- H., H. N., Akli, K., Youfa, R., Senjawati, M., & Khairati, M. (2018). Biosorption of Cu(II) Metal ions in Fixed Column by using Coconut Husk Waste. *Oriental Journal Of Chemistry*, 34(4), 2192-2196. <https://doi.org/10.13005/ojc/3404062>



- Hasfalina, C. M., Maryam, R. Z., Luqman, C. A., & Rashid, M. (2012). Adsorption of Copper (II) From Aqueous Medium In Fixed-Bed Column By Kenaf Fibres. *APCBEE Procedia*, 3, 255-263. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.apcbee.2012.06.079>
- Hubbe, M. A., Hasan, S. H., & Ducoste, J. J. (2011). Metal ion sorption: Review. *BioResources*, 6(2), 2161-2287. https://bioresources.cnr.ncsu.edu/BioRes_06/BioRes_06_Unsecured/BioRes_06_2_2161_i_Hubbe_Removal_Metals_Review_Pt1.pdf
- Izydorczyk, G., Mikula, K., Skrzypczak, D., Moustakas, K., Witek-Krowiak, A., & Chojnacka, K. (2021). Potencial environmental pollution from copper metallurgy and methods of management. *Environmental Research*, 197. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.111050>
- Jaishankar, M., Tseten, T., Anbalagan, N., Mathew, B., & Beeregowda, K. (2014). Toxicidad, mecanismo y efectos sobre la salud de algunos metales pesados. *Toxicología Interdisciplinaria*, 7(2), 60-72. <https://doi.org/https://doi.org/10.2478/intox-2014-0009>
- Jasim, A. Q., & Ajjam, S. K. (2024). Removal of heavy metal ions from wastewater using ion exchange resin in a batch process with kinetic isotherm. *South African Journal of Chemical Engineering*, 49, 43-54. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.sajce.2024.04.002>
- Jomova, K., Alomar, S., Nepovimova, E., Kuca, K., & Valko, M. (2025). Heavy metals: toxicity and human health effects. *Arch Toxicol*, 99(1), 153-209. <https://doi.org/10.1007/s00204-024-03903-2>
- Kapur, M., & Mondal, M. (2016). Design and model parameters estimation for fixed-bed column adsorption of Cu(II) and Ni(II) ions using magnetized saw dust. *Desalination and Water Treatment*, 57(26), 12192-12203. <https://doi.org/https://doi.org/10.1080/19443994.2015.1049961>
- Kyzas, G. Z., & Matis, K. A. (2016). Electroflotation process: A review. *Journal of Molecular Liquids*, 220, 657-664. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.molliq.2016.04.128>



- Lenntech. (2023). *Propiedades químicas del Cobre - Efectos del Cobre sobre la salud - Efectos ambientales del Cobre*. <https://www.lenntech.es/periodica/elementos/cu.htm>
- Liu, D., & Sun, D. (2012). Modeling Adsorption of Cu(II) Using Polyaniline-Coated Sawdust in a Fixed-Bed Column. *Environmental Engineering Science*, 29(6), 461-465. <https://doi.org/10.1089/ees.2010.0435>
- Michalak, I., Chojnacka, K., & Witek-Krowiak, A. (2013). State of the Art for the Biosorption Process-a Review. *Appl Biochem Biotechnol*, 170, 1389-1416. <https://doi.org/10.1007/s12010-013-0269-0>
- MONGE-AMAYA, O., VALENZUELA-GARCÍA, J., ACEDO-FÉLIX, E., CERTUCHA-BARRAGÁN, M., & ALMENDÁRIZ-TAPIA, F. (2008). Biosorción de cobre en sistema por lote y continuo con bacterias aerobias inmovilizadas en zeolita natural (clinoptilolita). *Internacional de contaminación ambiental*, 24(3), 107-115. http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-49992008000300002&lng=es&tlng=es.
- Oke, S., & Gumede, T. (2025). Low-cost Adsorbents: Review on Current Trends and Developments. *Research in Ecology*, 7(5), 120-142. <https://doi.org/https://doi.org/10.30564/re.v7i5.10365>
- Pohl, A. (2020). Removal of Heavy Metal Ions from Water and Wastewaters by Sulfur-Containing Precipitation Agents. *Water, Air, & Soil Pollution*, 231(503). <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s11270-020-04863-w>
- Ramrakhiani, L., Halder, A., Majumder, A., Mandal, A. K., Majumdar, S., & Ghosh, S. (2017). Industrial waste derived biosorbent for toxic metal remediation: Mechanism studies and spent biosorbent management. *Chemical Engineering Journal*, 308, 1048-1064. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.cej.2016.09.145>
- Redha, A. A. (2020). Eliminación de metales pesados de medios acuosos mediante biosorción. *Revista Árabe de Ciencias Básicas y Aplicadas*, 27(1), 183-193. <https://doi.org/https://doi.org/10.1080/25765299.2020.1756177>



- Sarabia-Meléndez, I. F., Berber-Mendoza, M. S., Reyes-Cárdenas, O., Sarabia-Meléndez, M., & Acosta-Rangel, A. (2018). Low Cost Biosorbents: An alternative treatment for contaminated water. *Revista Bio Ciencias*, 5. <https://doi.org/https://doi.org/10.15741/revbio.05.01.17>
- SERNAGEOMIN. (2023). *Anuario de la minería de Chile*.
- Stando, G., Hannula, P.-M., Kumanek, B., Lundström, M., & Janas, D. (December de 2021). Copper recovery from industrial wastewater - Synergistic electrodeposition onto nanocarbon materials. *Water Resources and Industry*, 26. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.wri.2021.100156>
- Sulaymon, A., Mohammed, A., & Al-Musawi, T. (Mayo de 2013). Competitive biosorption of lead, cadmium, copper, and arsenic ions using algae. *Environmental Science and Pollution Research*, 20(5), 3011-3023. <https://doi.org/10.1007/s11356-012-1208-2>
- Tapia, P., Santander, M., Pávez, O., Valderrama, L., Guzmán, D., & Romero, L. (2011). Biosorción de iones cobre con biomasa de algas y orujos. *Revista de Metalurgia*, 47(1). <https://doi.org/https://doi.org/10.3989/revmetalmadrid.0917>
- Tariq, M., Farooq, U., Athar, M., Salman, M., & Tariq, 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. <https://doi.org/10.1007/s11814-018-0189-3>
- Tuzen, M., & Sari, A. (2008). Biosorption of cadmium(II) from aqueous solution by red algae (*Ceramium virgatum*): Equilibrium, kinetic and thermodynamic studies. *Journal of Hazardous Materials*, 157, 448-454. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.01.008>.
- Universidad de Chile. (1 de Abril de 2024). *Noticias UChile*. Estudio revela aumento significativo de exposición a metales tóxicos en el norte producto del auge de la minería: <https://uchile.cl/noticias/214658/revelan-exposicion-a-metales-toxicos-en-el-norte-debido-al-auge-minero?>



- Veglio, F., & Beolchini, F. (1997). Removal of metals by biosorption: A review. *Hydrometallurgy*, 44(3), 301-316. [https://doi.org/10.1016/S0304-386X\(96\)00059-X](https://doi.org/10.1016/S0304-386X(96)00059-X)
- Vidu, R., Matei, E., Predescu, A. M., Alhalaili, B., Pantilimon, C., Tarcea, C., & Predescu, C. (10 de November de 2020). Removal of Heavy Metals from Wastewaters: A Challenge from Current Treatment Methods to Nanotechnology Applications. *Toxics*, 8(4). <https://doi.org/10.3390/toxics8040101>
- Vijayaraghavan, K., & Yun, Y.-S. (2008). Bacterial biosorbents and biosorption. *Biotechnology Advances*, 26(3), 266-291. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2008.02.002>
- Wang, J., & Chen, C. (2009). Biosorbents for heavy metals removal and their future. *Biotechnology Advances*, 27(2), 195-226. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2008.11.002>
- Xiang, H., Min, X., Tang, C.-J., Sillanpää, M., & Zhao, F. (2022). Recent advances in membrane filtration for heavy metal removal from wastewater: A mini review. *Journal of Water Process Engineering*, 49. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2022.103023>
- Yahaya, N., Abustan, I., Latiff, M., Bello, O., & Ahmad, M. (2011). Fixed-bed column study for Cu(II) removal from aqueous solutions using rice husk based activated carbon. *International Journal of Engineering & Technology*, 11(1), 248-252. https://www.researchgate.net/publication/285169739_Fixed-bed_column_study_for_Cu_II_removal_from_aqueous_solutions_using_rice_husk_based_activated_carbon
- Yahya, M. D., Abubakar, H., Obayomi, K. S., Iyaka, Y. A., & Suleiman, B. (2020). Simultaneous and continuous biosorption of Cr and Cu (II) ions from industrial tannery effluent using almond shell in a fixed bed column. *Results in Engineering*, 6. <https://doi.org/10.1016/j.rineng.2020.100113>
- Yang, Z., Zhou, Y., Feng, Z., Rui, X., Zhang, T., & Zhang, Z. (2019). A Review on Reverse Osmosis and Nanofiltration Membranes for Water Purification. *Polymers*, 11(8), 1252. <https://doi.org/10.3390/polym11081252>