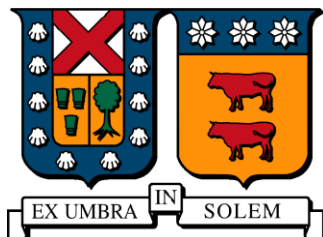


UNIVERSIDAD TÉCNICA FEDERICO SANTA MARÍA
DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA QUÍMICA Y AMBIENTAL
VALPARAÍSO-CHILE



ESTUDIO DE LA BIOSORCIÓN DE Cd^{2+} DESDE SOLUCIONES
SINTÉTICAS EMPLEANDO UNA COLUMNA DE LECHO EMPACADO Y
UN BIOSORBENTE ELABORADO A BASE DE PLANTAS ENDÉMICAS
DE CHILE.

Roberto Antonio Torres Díaz

Memoria para optar al título de
INGENIERA CIVIL AMBIENTAL

Profesora Guía : Andrea Lazo
Profesora Correferente : Daniel Ramírez



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: ESTUDIO DE LA BIOSORCIÓN DE Cd(2+) DESDE SOLUCIONES SINTÉTICAS EMPLEANDO UNA COLUMNA DE LECHO EMPACADO Y UN BIOSORBENTE ELABORADO A BASE DE PLANTAS ENDÉMICAS DE CHILE.

Nombre del candidato(a): Roberto Antonio Torres Díaz

Carrera / Grado: INGENIERÍA CIVIL AMBIENTAL

Campus: Casa Central Valparaíso ; Departamento: Ingeniería Química y Ambiental

2.- VALIDACIÓN DEL PROFESOR GUÍA/DIRECTOR DE TESIS

Yo, Andrea Lazo, en mi calidad de profesor(a) guía/director(a) del trabajo académico mencionado anteriormente **DEJO CONSTANCIA** que:

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

3.- EVALUACIÓN DE CONFIDENCIALIDAD POR PROPIEDAD INDUSTRIAL

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

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

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

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

4.- FIRMAS

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

Fecha: 19/08/2025

; Firma:

Estudiante o Candidato(a):

Fecha: 19/08/2025

; Firma:

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



Resumen

La contaminación por metales pesados representa una grave amenaza ambiental y sanitaria, especialmente en cuerpos de agua expuestos a descargas industriales. Entre estos contaminantes, el cadmio (Cd^{2+}) destaca por su alta toxicidad, movilidad en medios acuáticos y persistencia en organismos vivos. Existen diversos tratamientos para remover metales pesados, entre los que destaca la biosorción en sistemas por lotes o de lecho fijo, por su eficiencia y el uso de biosorbentes vegetales, lo que la convierte en una alternativa viable para el tratamiento de RIL.

El presente estudio evalúa la eficiencia del proceso de biosorción para la remoción de Cd^{2+} utilizando una columna de lecho empacado cargada con biosorbente vegetal, específicamente de *Leptocarpha rivularis* (palo negro) y *Aristotelia chilensis* (maqui), ambas especies endémicas de Chile. Por otra parte, se ve el efecto que tiene la concentración inicial de Cd^{2+} sobre el rendimiento del proceso, y se aplican modelos cinéticos para describir su comportamiento dinámico.

A partir del estudio inicial, se selecciona a *Leptocarpha rivularis* como el biosorbente con mejor desempeño, alcanzando una remoción del 99,50 % y una capacidad de retención de 1,306 [mg/g] en solo 2 horas, superando a *Aristotelia chilensis*, que presenta valores inferiores.

Posteriormente, se evalúa el efecto de la concentración inicial de Cd^{2+} (50 y 100 [mg/L]) en el proceso de biosorción, aplicando distintos modelos. El modelo de Thomas presentó el mejor ajuste a los datos experimentales. Para una concentración de 50 [mg/L], se obtuvo una constante cinética $K_{TH}=0,1877$ [L/(min·mg)], capacidad de retención $q_0=4,880$ [mg/g], $R^2_{ajustado} = 0,98$, SSE = 0,003 y $\chi^2 = 0,068$.

En el caso de 100 mg/L, el modelo de Thomas también mostró un buen ajuste ($R^2_{ajustado}=0,940$), con una capacidad de retención $q_0 = 4,736$ [mg/g] y una constante cinética $K_{TH}=0,0873$ [L/(min·mg)], manteniendo errores estadísticos bajos.

Estos resultados respaldan el uso de *Leptocarpha rivularis* como un biosorbente vegetal eficiente, de bajo costo y con potencial para su aplicación en sistemas de tratamiento continuo de aguas contaminadas con cadmio. Además, una mayor concentración inicial de Cd^{2+} genera una saturación más rápida y una mayor exigencia sobre el lecho adsorbente.



Agradecimientos

A mi profesora guía, Andrea Lazo, gracias por estar siempre dispuesta a ayudarme, por enseñarme con tanta dedicación, por tu paciencia y, sobre todo, por confiar en mí. Gracias por acompañarme en este camino y por creer que podía lograrlo en este periodo de tiempo.

A Alejandro Zambra y a Anita González, gracias por acompañarme tantas veces en el laboratorio, por estar ahí cuando más necesitaba apoyo y por ayudarme a que todo este proceso fuera mucho más llevadero. Anita, gracias por revisar mis muestras con tanta rapidez y buena disposición; en esos momentos, realmente me quitabas un gran peso de encima.

A mis padres, Ricardo Torres y Miriam Díaz, gracias por estar siempre presentes a lo largo de toda mi etapa universitaria. Aunque nos separara la distancia de medio país, su apoyo, sus palabras y su cariño nunca faltaron. Gracias por escucharme, por acompañarme a la distancia, por creer en mí y por esforzarse tanto por mi futuro. Los valoro y los quiero más que a nada en el mundo.

A mis hermanos, Ricardo y Javier, gracias por estar siempre ahí, no solo en esta etapa, sino a lo largo de la vida. Siempre era reconfortante saber que, al llegar a casa, había alguien esperándome. Los valoro profundamente y siempre contarán con mi apoyo, porque más que hermanos, son una parte esencial de mi vida.

A mis amigos, Hugo, Vicho M., Cony, Vicho O., Zambra, Cami, Cris, Nico, Montse, Vale e Isi, gracias por formar parte de cada momento de esta etapa universitaria. Los recuerdos que compartimos son únicos para mí, desde las risas y alegrías, hasta la ansiedad y tristeza (por algún ramo jaja). Vivimos tantas cosas juntos en estos años, y espero que vengan muchas más. Gracias por estar ahí, por su compañía sincera y por hacer de esta etapa algo bonito.

A mi amiga Daniela, gracias por estar siempre para mí, por escucharme, por alentarme en los momentos difíciles y por hacerme sentir acompañado, incluso desde kilómetros de distancia. Infinitas gracias por tu amistad y tu cariño incondicional.

A mis abuelos, Ernesto y Marta, gracias por regalarme siempre una sonrisa. Aprecio profundamente cada instante compartido con ustedes; su presencia siempre me llena de alegría y tranquilidad.



A mi abuela, Nani. Estoy seguro de que estarías orgullosa de mí. Aún guardo en mi corazón los recuerdos de cuando nos cuidabas de pequeños, siempre con cariño, una sonrisa y lo mejor de ti. Gracias por todo lo que nos entregaste con tanto amor. Espero que, donde estés, te llegue mi agradecimiento más profundo. Siempre estarás conmigo.



Índice de contenido

Resumen	1
Agradecimientos	2
Índice de figuras	7
Índice de tablas	8
Introducción	8
1. Objetivos y alcance	11
1.1. Objetivo general	11
1.2. Objetivo específico	11
1.3. Alcance	11
2. Antecedentes	12
2.1. Metal pesado	12
2.1.1. Cadmio	13
2.1.2. Normativa ambiental aplicable al Cadmio	14
2.2. Tratamientos de residuos industriales líquidos que contienen metales pesados... 15	
2.3. Biosorción	19
2.3.1. Biosorbentes	19
2.3.2. Mecanismo de Biosorción	21
2.3.3. Factores que afectan a la biosorción en columna	22
2.3.4. Biosorción de Cd^{2+} + utilizando plantas	23
2.3.5. Opciones de manejo y disposición final de biosorbentes vegetales saturados con metales pesados	28
2.3.6. Cálculo de la capacidad de retención del biosorbente	28
2.3.7. Curva de ruptura: comportamiento dinámico de la columna y parámetros cinéticos	30



2.3.8.	Análisis estadístico para los modelos	32
3.	Metodología	35
3.1.	Materiales, equipos y reactivos	35
3.1.1.	Materiales	35
3.1.2.	Equipos	35
3.1.3.	Reactivos	36
3.2.	Preparación de los biosorbentes	37
3.2.1.	Reducción de tamaño y tamizado	37
3.3.	Preparación de la solución sintética.....	38
3.3.1.	Solución de cadmio	38
3.3.2.	Solución para ajustar el pH.....	38
3.4.	Experimentos de biosorción	38
3.4.1.	Determinación del biosorbente	38
3.4.2.	Efecto de la concentración de la solución sintética en la eficiencia de biosorción en columna.	40
3.5.	Preparación de muestras para análisis de las muestras	41
4.	Resultados	42
4.1.	Determinación del biosorbente	42
4.2.	Efecto de la concentración de la solución sintética en la eficiencia de biosorción en columna.....	45
5.	Análisis y discusión.....	48
5.1.	Selección de biosorbente a estudiar.....	48
5.2.	Efecto de la concentración de la solución sintética en la biosorción.....	50
5.3.	Comparación de los modelos cinéticos	56
6.	Propuesta de escalamiento a nivel industrial.....	58



7. Conclusiones y recomendaciones.....	61
8. Referencias	63



Índice de figuras

Figura 1 a) Formato venta de palo negro seco. b) Arbusto palo negro (<i>Leptocarpha rivularis</i>).	24
Figura 2 a) Formato venta hojas de maqui seco. b) Árbol maqui (<i>Aristotelia chilensis</i>).	25
Figura 3. Representación de curva de ruptura	30
Figura 4. Equipos utilizados en la molienda y tamizado.a) High speed Grinder FW200. B) Tamiz T.S.Tyler. c) Shaker orbital SH30.	38
Figura 5 Instalación de operación.....	39
Figura 6 Procesamiento de la muestra.	40
Figura 7 Capacidad de retención de Cd^{2+} para cada biosorbente.....	48
Figura 8 Capacidad de remoción de Cd^{2+} para cada biosorbente.....	49
Figura 9 Saturación de biosorbente en el tiempo.	50
Figura 10 Saturación de biosorbente en distintas concentraciones de solución sintética en el tiempo	51
Figura 11 Comparativa de datos experimentales ($C_0=50$ [mg/L]) con modelos teóricos.	53
Figura 12 Comparativa de datos experimentales ($C_0=100$ [mg/L]) con modelos teóricos...	54
Figura 13 Configuración del sistema de escalamiento.	58



Índice de tablas

Tabla 1 Decretos relacionados a la descarga y limites permisibles en Chile.....	14
Tabla 2 Métodos convencionales en la remoción de metales pesados.	16
Tabla 3 Tipos de biosorbentes.	20
Tabla 4 Revisión bibliográfica de estudios sobre la remoción de metales pesados mediante biosorbentes en columnas de lecho fijo y continuo.....	26
Tabla 5 Resumen parámetros operacionales para la determinación del biosorbente.	40
Tabla 6 Resumen parámetros operacionales para ver el efecto de la concentración de una solución sintética en columna empacada.....	41
Tabla 7 Resultados experimentales de operación con <i>Aristotelia chilensis</i>	42
Tabla 8 Resultados experimentales de Cd^{2+} con <i>Aristotelia chilensis</i> ($C_0=50$ [mg/L], $Q=5-6$ [mL/min], t operación =2 [h], altura del empacado=15[cm], tamaño partícula=850-2000[μ m] y pH=4,5).....	43
Tabla 9 Resultados experimentales de operación con <i>Leptocarpha rivularis</i>	44
Tabla 10 Resultados experimentales de Cd^{2+} con <i>Leptocarpha rivularis</i> ($C_0=50$ [mg/L], $Q=5-6$ [mL/min], t operación =2 [h], altura del empacado=15[cm], tamaño partícula=850-2000[μ m] y pH=4,5).....	44
Tabla 11 Resultados experimentales de operación para concentración de 50 [mg/L] de solución sintética.	45
Tabla 12 Resultados experimentales de Cd^{2+} con <i>Leptocarpha rivularis</i> ($C_0=50$ [mg/L], $Q=5-6$ [mL/min], t operación =6 [h], altura del empacado=15[cm], tamaño partícula=850-2000[μ m] y pH=4,5).....	46
Tabla 13 Resultados experimentales de operación para concentración de 100 [mg/L] de solución sintética.	46
Tabla 14 Resultados experimentales de Cd^{2+} con <i>Leptocarpha rivularis</i> ($C_0=100$ [mg/L], $Q=5-6$ [mL/min], t operación =6 [h], altura del empacado=15[cm], tamaño partícula=850-2000[μ m] y pH=4,5).....	47
Tabla 15 Parámetros de los modelos estudiados.	52
Tabla 16 Parámetros estadísticos de los modelos estudiados.	52
Tabla 17 Parámetros K y q_0 de los modelos con sus indicadores estadísticos.....	56



Introducción

La contaminación de cuerpos de agua por metales pesados es uno de los principales problemas ambientales que se enfrentan hoy en día, por ello, constituye un desafío que es complejo de abordar dado las diferentes características de los cuerpos de agua y la búsqueda de procesos que sean efectivos, eficientes y económicos. Según la UNESCO, millones de personas carecen de acceso a agua segura debido a la presencia de contaminantes tóxicos como el cadmio (Cd^{2+}), el cual es liberado por actividades industriales, mineras y agrícolas. Este metal no es biodegradable, tiende a acumularse en los ecosistemas y es altamente tóxico para humanos y organismos acuáticos, provocando daños renales, hepáticos, óseos y efectos cancerígenos incluso a bajas concentraciones.(Acosta et al., 2007; UNESCO, 2023)

El tratamiento de aguas contaminadas con Cd^{2+} ha sido abordado tradicionalmente mediante procesos físico-químicos como la precipitación química, coagulación, intercambio iónico y filtración por membranas. Si bien estos métodos pueden ser eficaces, presentan desventajas importantes: altos costos, generación de residuos peligrosos, complejidad operativa y eficiencia limitada a bajas concentraciones de metales.(Qasem et al., 2021a)

En este contexto, la biosorción surge como una alternativa prometedora. Esta técnica consiste en el uso de biomasa inactiva, principalmente de origen vegetal, bacterias o algas, para adsorber metales desde soluciones acuosas mediante interacciones superficiales con grupos funcionales como carboxilos, hidroxilos y fosfatos (Acosta et al., 2007). Diversas investigaciones recientes han demostrado que materiales lignocelulósicos como cáscaras, hojas, tallos y residuos agrícolas pueden remover eficientemente Cd^{2+} , con costos bajos.(Acharte et al., 2023)

Una ventaja clave de la biosorción es su alineación con los principios de sostenibilidad. (Madeła & Skuza, 2021) Al reutilizar residuos vegetales o aprovechar especies nativas, se promueve la economía circular, se minimizan impactos ambientales y se habilita el desarrollo de tecnologías accesibles y adaptadas a cada región. En el caso de Chile, la exploración de plantas endémicas como biosorbentes ofrece un enfoque local y ecológico para enfrentar la contaminación por cadmio.



En este estudio se evaluó la capacidad de biosorbentes a base de plantas endémicas de Chile para eliminar cadmio (Cd^{2+}) desde una solución sintética, a través de un proceso continuo en columna de lecho fijo. Para esto, se tomaron en consideración dos plantas: la *Leptocarpha rivularis* (Palo negro) y *Aristotelia chilensis* (Maqui), las cuales han demostrado en estudios previos realizados en la Universidad Técnica Federico Santa María un alto potencial para la remoción de Cd^{2+} y Cu^{2+} en sistemas discontinuos por lotes.



1. Objetivos y alcance

1.1. Objetivo general

Evaluar el proceso de biosorción de cadmio desde solución sintética empleando una columna de lecho empacado.

1.2. Objetivo específico

- Realizar pruebas experimentales iniciales para escoger un biosorbente (*Leptocarpha rivularis* o *Aristotelia chilensis*)
- Estudiar el efecto de la concentración inicial de cadmio sobre el proceso de biosorción de cadmio, con el biosorbente escogido, desde solución sintética en columna de lecho empacado.
- Determinar para el proceso estudiado las curvas de ruptura y ajustar un modelo cinético existente.

1.3. Alcance

Esta investigación se centra en el estudio del proceso de biosorción de iones Cd^{2+} desde soluciones sintéticas, utilizando una columna de lecho empacado y biosorbentes elaborados a partir de plantas endémicas de Chile. El estudio considera inicialmente la comparación entre dos biomásas vegetales (*Leptocarpha rivularis* y *Aristotelia chilensis*) con el fin de seleccionar el biosorbente más eficiente en términos de remoción de cadmio. Posteriormente, se evalúa el efecto de la concentración inicial del metal sobre la capacidad de biosorción del material seleccionado. Todo el trabajo experimental se desarrolla bajo condiciones controladas de laboratorio, utilizando soluciones sintéticas, por lo que los resultados no consideran matrices reales ni otros contaminantes presentes en aguas naturales o residuales.



2. Antecedentes

2.1. Metal pesado

Los metales pesados son elementos químicos presentes en el ambiente que, por sus propiedades fisicoquímicas, representan un riesgo tanto para los ecosistemas como para los humanos. Se caracterizan por tener una densidad superior a 5 g/cm^3 y una alta persistencia en el entorno, ya que no pueden ser degradados ni eliminados mediante procesos naturales convencionales. Esta permanencia favorece su acumulación en los ecosistemas y, con el tiempo, en los organismos vivos. Diversos estudios han demostrado que la exposición prolongada a estos elementos puede generar efectos tóxicos en la salud humana y contribuir significativamente a la contaminación ambiental (Jaishankar et al., 2014). (Hama Aziz et al., 2023).

Debido a su naturaleza no biodegradable, estos elementos poseen la capacidad de bioacumularse en los tejidos de organismos vivos y biomagnificarse a través de las cadenas tróficas, alcanzando concentraciones más elevadas en niveles superiores. La exposición a estos elementos, incluso en concentraciones bajas, puede ocasionar daños significativos en diversos órganos y sistemas, como el nervioso, hepático, renal, dérmico, respiratorio y reproductivo (Hama Aziz et al., 2023).

El origen de los metales pesados puede ser tanto natural como antropogénico. Entre las fuentes naturales se incluyen procesos geológicos, como la actividad volcánica y los incendios forestales, que liberan trazas al ambiente, sin embargo, son principalmente las actividades humanas las responsables de su presencia y acumulación en el medio ambiente. Respecto a las actividades humanas, se incluyen las emisiones industriales (por ejemplo, pinturas, galvanoplastia, curtiembres y fundiciones), emisiones derivadas de combustibles con plomo, minería, aplicación de pesticidas y fertilizantes, residuos electrónicos, preservantes de madera, y descargas de aguas residuales, lodos municipales y productos cosméticos, farmacéuticos y de cuidado personal (Kapahi & Sachdeva, 2019).



2.1.1. Cadmio

El cadmio es un metal que está presente en la corteza terrestre y comúnmente asociada a otros metales como el cobre, el zinc y el plomo. Posee un número atómico de 48, un peso atómico de 112,41 unidades, resultado de la combinación de ocho isótopos estables, y una densidad de 8,65 [g/cm³] a 20°C. Entre sus principales propiedades destacan su resistencia a la corrosión, su carácter insoluble y no inflamable, aunque puede arder en presencia de aire formando óxido de cadmio (Faroon et al., 2012; Genchi et al., 2020).

En condiciones naturales no influenciadas por la actividad humana, el cadmio suele encontrarse en bajas concentraciones asociado con minerales como sulfuros de zinc, plomo y cobre; las principales fuentes de su liberación al suelo, agua y aire provienen de actividades antropogénicas, tales como la minería, refinado de metales no ferrosos, producción y aplicación de fertilizantes fosfatados, combustión de combustibles fósiles, así como incineración y manejo inadecuado de residuos. Esto favorece su acumulación en organismos acuáticos y cultivos agrícolas, lo cual representa un riesgo para la salud humana y la seguridad alimentaria (Genchi et al., 2020).

El cadmio es altamente tóxico y carece de funciones biológicas conocidas en organismos superiores. Su toxicidad radica en la capacidad de acumularse en órganos vitales como hígado y riñones, donde puede permanecer almacenado durante décadas. A nivel celular, interfiere en procesos esenciales, generando estrés oxidativo y dañando estructuras críticas, como el ADN, las mitocondrias y diversas proteínas. Incluso en bajas concentraciones, puede afectar negativamente la función renal, hepática, ósea y cardiovascular, además de asociarse con efectos carcinogénicos y alteraciones en la expresión génica (Genchi et al., 2020).

En medios acuáticos, el cadmio generalmente está presente en forma de ion divalente (Cd^{2+}), pudiendo formar complejos con sustancias inorgánicas como cloruros, carbonatos o sulfatos, además de asociarse con la materia orgánica disuelta. Su movilidad y biodisponibilidad dependen principalmente del pH del agua: en aguas neutras o alcalinas tiende a precipitar y acumularse en sedimentos, mientras que en aguas ácidas permanece disuelto, aumentando su disponibilidad para los organismos acuáticos (Farias et al., 2024), lo que favorece su bioacumulación en los organismos vivos y aumenta su transferencia a lo largo de la cadena



trófica y representa una amenaza tanto para la vida acuática como para la salud humana (Lee et al., 2024).

2.1.2. Normativa ambiental aplicable al Cadmio

La normativa vigente en el territorio nacional tiene como finalidad regular la descarga de contaminantes en cuerpos de agua, estableciendo límites máximos permisibles con el objetivo de prevenir su contaminación. Con lo anterior, los decretos aplicables al cadmio son:

- 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 46: Establece norma de emisión de residuos líquidos a aguas subterráneas
- Decreto 609: Establece norma de emisión para la regulación de contaminantes asociados a las descargas de residuos industriales líquidos a sistemas de alcantarillado

En la tabla 1 se presentan los principales decretos, detalles de descarga y límites permisibles que regulan las normas de emisión aplicables en Chile, específicamente en relación con el cadmio.

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

Decreto	Detalles de Descarga	Límite máximo permitido de Cd [mg/L]
Decreto 90 (BCN, 2001)	Descarga de residuos líquidos a cuerpos de agua fluviales.	0,01
	Descarga de residuos líquidos a cuerpos de agua fluviales considerando la capacidad de dilución del receptor.	0,3
	Descarga de residuos líquidos a cuerpos de agua lacustres.	0,02
	Descarga de residuos líquidos a cuerpos de agua marinos dentro de la zona de protección litoral.	0,02

	Descarga de residuos líquidos a cuerpos de agua marinos fuera de la zona de protección litoral.	0,5
Decreto 46 (BCN, 2003)	Establecimiento emisor.	0,01
	Descargar residuos líquidos en condiciones de vulnerabilidad media.	0,002
	Descargar residuos líquidos en condiciones de vulnerabilidad baja.	0,002
Decreto 609 (BCN, 1998)	Caracterización de aguas servidas domésticas correspondiente a 100 habitantes.	0,01
	Descargas de efluentes que se efectúen a redes de alcantarillado que no cuenten con plantas de tratamiento de aguas servidas	0,5
	Descargas de efluentes que se efectúan a redes de alcantarillado que cuenten con plantas de tratamiento de aguas servidas	0,5

2.2. Tratamientos de residuos industriales líquidos que contienen metales pesados

Los efluentes industriales suelen contener metales pesados tóxicos (como Cd, Pb, Hg, As, Cr, Ni, entre otros) los cuales constituyen un grave riesgo ambiental y sanitario cuando no se eliminan de forma adecuada. Debido a su naturaleza no biodegradable y capacidad de bioacumulación, estos metales deben ser eliminados del agua residual antes de su descarga (Kapepula & Luis, 2024). Por lo mencionado, en la actualidad se han desarrollado diversos tratamientos orientados a la remoción de metales pesados. En la tabla 2, se presentan los métodos más convencionales utilizados.



Tabla 2 Métodos convencionales en la remoción de metales pesados.

Métodos de tratamiento	Descripción	Referencia
Electrodialisis	Tecnología basada en membranas ampliamente utilizada para separar iones del agua, especialmente en procesos como la desalinización. Funciona mediante membranas de intercambio catiónico y aniónico dispuestas entre dos electrodos; al aplicar voltaje, los iones se movilizan y se separan según su carga. Aunque es efectiva, puede presentar problemas como incrustaciones y alto costo de membranas. Estudios recientes han logrado eficiencias de remoción superiores al 90% para metales como plomo, níquel, cobre y arsénico.	(Ayach et al., 2024)
Osmosis Inversa	Proceso que emplea una membrana semipermeable que separa metales por presión (20-70 bar) y tamaño molecular (poros 0,1–1 nm). Es capaz de eliminar entre 95% y 99% de sales inorgánicas y compuestos cargados, incluyendo metales pesados como níquel, cromo y cobre. Además, suele presentar una alta eficiencia, no es el caso si existe un aumento de temperatura durante el proceso ya que puede afectar a la membrana y por lo tanto la eficiencia.	(Pabón, et al., 2020) (Qasem et al., 2021b) (Kapepula & Luis, 2024)
Nanofiltración	Tecnología de membrana que opera entre la ultrafiltración y la ósmosis inversa, y se utiliza para eliminar solutos con pesos moleculares mayores a 200 Da y tamaños entre 0,0005 y 0,007 μm . Las membranas de NF están compuestas por películas delgadas con grupos químicos cargados negativamente. Se han desarrollado membranas antiincrustantes con óxidos de cerio y PES, las	(Qasem et al., 2021b)



	cuales han logrado eficiencias de remoción entre 94% y 98% para metales como el cadmio, cobre, zinc y plomo.		
Ultrafiltración	Proceso de separación por membranas que utiliza presión moderada para retener partículas con tamaños entre 0,01 y 0,1 nm, como bacterias, virus y compuestos orgánicos, mientras permite el paso del agua y moléculas pequeñas. Por sí sola no remueve metales pesados disueltos, pero combinada con surfactantes (MEUF) o polímeros (PEUF) puede capturarlos al aumentar su tamaño efectivo, logrando una remoción eficiente con bajo consumo energético.	(Qasem et al., 2021b)	
Intercambio Iónico	Proceso de separación física en el que los iones presentes en una solución acuosa son sustituidos por otros iones de igual carga alojados en una matriz sólida, comúnmente una resina de intercambio iónico. A presentado eficiencias de remoción del 98% y 99% para metales pesados.	(Zewail & Yousef, 2015)	
Adsorción	Proceso en el que contaminantes se fijan a la superficie de un sólido, como carbón activado o materiales de bajo costo derivados de residuos. Es común en el tratamiento de aguas residuales, y su eficacia depende de factores como pH, concentración inicial y tiempo de contacto. Involucra transporte, fijación y difusión del contaminante, siendo valorada por su eficiencia y bajo costo.	(Sarria-Villa et al., 2020)	
Precipitación química	Técnica ampliamente usada y efectiva para eliminar metales pesados disueltos, transformándolos en formas insolubles mediante el uso de reactivos. Esto se logra principalmente ajustando el pH (precipitación como hidróxidos) o mediante sulfuros, que generan compuestos de baja solubilidad, facilitando la separación de los metales del agua.	(Pabón, et al., 2020) (Ayach et al., 2024)	
Electrocoagulación	Proceso que reemplaza los coagulantes químicos tradicionales por la aplicación de corriente eléctrica en un reactor con electrodos de hierro o aluminio. Estos electrodos liberan iones que desestabilizan	(Pabón, et al., 2020)	



	las partículas coloidales del agua, facilitando su remoción sin necesidad de añadir compuestos químicos externos.	
Coagulación-floculación	Proceso eficaz y simple para remover metales pesados del agua, con eficiencias entre 95% y 99%. Utiliza coagulantes como sales de aluminio y floculantes poliméricos para agrupar partículas metálicas. Sin embargo, genera lodos, puede ser poco selectivo y presenta dificultades para su escalado y uso con contaminantes emergentes.	(Ayach et al., 2024)
Electrofloculación	Proceso que usa electricidad para generar burbujas de gas e iones metálicos que arrastran los contaminantes a la superficie. No requiere químicos adicionales ni genera lodos, y es eficaz para tratar distintos tipos de aguas contaminadas	(Pabón, et al., 2020)
Flotación	Método eficaz para remover metales pesados del agua, como Cu, Cd, Pb y Cr, con eficiencias de hasta 95%. Usa burbujas de aire o surfactantes para arrastrar los metales a la superficie. Aunque es selectivo y simple, su eficiencia baja con altas concentraciones de metales pesados.	(Ayach et al., 2024)
Fotocatálisis	Oxidación-reducción mediante semiconductores activados por luz para generar pares de electrón-hueco capaces de oxidar o reducir contaminantes en solución. Degrada metales pesados y moléculas orgánicas.	(Sarria-Villa et al., 2020) (Pabón, et al., 2020)



2.3. Biosorción

La biosorción es un proceso fisicoquímico y, como su nombre lo indica, proviene del término “bio”, que hace referencia al uso de materiales de origen biológico, y de la palabra “sorción”, que incluye tanto la absorción como la adsorción. Estos dos conceptos suelen confundirse. La absorción ocurre cuando una sustancia se introduce y se dispersa dentro de otra, mientras que la adsorción consiste en la adhesión física o química de iones o moléculas en la superficie de un material, formando una capa externa. (Gadd, 2009) En cierta manera, la biosorción es un término que describe la remoción de metales pesados a través de una biomasa de forma pasiva por medio de la adsorción. (Abdi & Kazemi, 2015)

En la adsorción, el producto de interés a remover se llama adsorbato y la superficie que lo retiene es el adsorbente. Además, la mayoría de adsorbentes suelen poseer grupos funcionales como -SH, -OH y -COOH. Estos grupos funcionales ayudan a atrapar metales pesados porque tienen átomos con electrones libres que pueden unirse fácilmente a los iones metálicos cargados. (Gadd, 2009)

La biosorción se caracteriza por ser un método para la remoción de metales pesados más prometedores por su bajo costo y porque también sirve para tratar grandes volúmenes de agua con bajas concentraciones de metal eficientemente. Además, esta la posibilidad de ocupar biomasa muerta, en donde es posible permitirse la regeneración y reutilización del material adsorbente por varios ciclos. (Vera Cabezas et al., 2018)

2.3.1. Biosorbentes

El biosorbente es el material responsable de capturar partículas o iones metálicos desde una solución, en función de sus características moleculares y afinidad química. (Gadd, 2009) Estos materiales pueden tener origen microbiano, algal, vegetal, provenir de residuos de biomasa, subproductos agroindustriales o biopolímeros, y se caracterizan por su bajo costo y alta disponibilidad, lo que los convierte en una opción eficiente para la remoción de contaminantes. (C. Tejada-Tovar et al., 2015).

En la tabla 3 se muestran los distintos tipos de biosorbentes.

Tabla 3 Tipos de biosorbentes.

Biosorbente	Descripción	Referencia
Bacterias	Son organismos unicelulares pertenecientes al grupo de los procariotas, y se caracterizan por poseer paredes celulares con grupos funcionales capaces de capturar iones metálicos desde soluciones acuosas. Además, las bacterias que habitan en ambientes altamente contaminados con metales pesados suelen desarrollar mecanismos de resistencia, lo que les permite sobrevivir y mantener su actividad metabólica en condiciones adversas.	(Zabochnicka-Świątek & Krzywonos, 2014)
Hongos y levadura	Son organismos unicelulares pertenecientes al grupo de las eucarióticas, son eficaces biosorbentes debido a que sus paredes celulares contienen grupos funcionales capaces de atrapar metales pesados desde soluciones acuosas. Especies como <i>Aspergillus</i> , <i>Rhizopus</i> y <i>Saccharomyces</i> se utilizan ampliamente por su alta capacidad de adsorción, y en el caso de los hongos filamentosos, la presencia de micelio (hilos delgados) ofrece una gran superficie que favorece la retención de contaminantes.	(Zabochnicka-Świątek & Krzywonos, 2014)
Algas	Las algas poseen una gran diversidad, lo que permite contar con amplias opciones de selectividad y eficiencia en procesos de biosorción. Diferentes tipos, como las algas rojas, verdes y pardas, presentan variadas capacidades de adsorción. Además, su composición química rica en grupos funcionales favorece los procesos de intercambio iónico, permitiendo la remoción efectiva de metales como cadmio, cromo, plomo y cobre.	(Cuizano & Navarro, 2008)
Quitosano y quitina	El quitosano se obtiene al modificar la quitina, una sustancia que se encuentra en crustáceos, insectos y hongos. Su estructura es parecida a la celulosa, pero con	(Zabochnicka-Świątek &

un grupo acetamida en lugar de un hidroxilo. Puede encontrarse en polvo, gel o solución, y se puede modificar fácilmente para mejorar su capacidad de atrapar metales en el tratamiento de aguas contaminadas. Krzywonos, 2014)

Lignocelulósicos	Son generados a partir de los desechos de la actividad agrícola, estos son materiales vegetales como son las hojas, raíces, tallo, cortezas, cascara de fruta y en general todo material que contenga celulosa, lignina y hemicelulosas. Estos materiales ofrecen fuertes fuerzas de atracción para la unión de iones metálicos gracias a la presencia de grupos hidroxilo.	(Salman et al., 2015)
-------------------------	---	-----------------------

2.3.2. Mecanismo de Biosorción

Los mecanismos de biosorción son los procesos fisicoquímicos mediante los cuales un biosorbente retiene contaminantes, especialmente iones metálicos, desde una solución acuosa. Estos mecanismos no requieren energía metabólica y pueden ser (Martín Lara, 2008):

- **Intercambio iónico:** El intercambio iónico es un mecanismo de biosorción donde los metales presentes en el agua reemplazan a iones como H^+ , Na^+ o Ca^{2+} que están unidos a los grupos funcionales del biosorbente, como los polisacáridos de las paredes celulares. El proceso es eficiente, no requiere organismos vivos y depende del pH y la composición química del biosorbente. (Ahalya et al., 2003; Martín Lara, 2008)
- **Complejación y quelación:** La complejación es un mecanismo en el que un metal se une a ciertas partes de una molécula, formando una estructura estable. Estas moléculas, llamadas ligandos, pueden tener uno o varios puntos de unión. Cuando tienen varios, rodean al metal formando lo que se conoce como un quelato. Este tipo de unión ocurre de forma natural en la superficie de microorganismos, y ayuda a atrapar metales pesados del agua. (Babák et al., 2013)
- **Microprecipitación:** Es un proceso en el que los metales disueltos en el agua se transforman en pequeñas partículas sólidas que se depositan sobre la superficie o en



los poros de un biosorbente. Esto sucede cuando cambian ciertas condiciones locales como el pH. (Martín Lara, 2008)

2.3.3. Factores que afectan a la biosorción en columna

El proceso de biosorción en columna empacada puede verse influenciado tanto positiva como negativamente por diversos parámetros operacionales. Cuando estas condiciones no se encuentran en niveles óptimos, la eficiencia de remoción de metales puede verse comprometida, lo que impide que el biosorbente capture adecuadamente los iones metálicos presentes en la solución. Entre los principales factores que afectan el desempeño del proceso se encuentran:

- Efecto del pH: El pH es uno de los factores más importantes en la biosorción de metales, ya que afecta la solubilidad del metal, la ionización de los grupos funcionales del biosorbente y la competencia con los iones hidrógeno. A pH bajo, los sitios de unión se protonan y dificultan la fijación de metales, mientras que a pH alto pueden formarse hidróxidos metálicos que también reducen la biosorción. En general, el pH óptimo para la mayoría de los metales se encuentra entre 3 y 6. (Babák et al., 2013; C. Tejada-Tovar et al., 2015)
- Efecto del tamaño de partícula: La adsorción ocurre principalmente dentro de las partículas, en las paredes de los poros. Cuanto más poroso y pequeño es el material, mayor es su superficie interna, lo que permite atrapar más contaminantes. Es decir, partículas más pequeñas tienen más área disponible para adsorber, por lo que son más eficientes. (Calero et al., 2009; C. Tejada-Tovar et al., 2015)
- Efecto del tiempo de contacto: El tiempo de contacto es el periodo necesario para que el metal y el biosorbente lleguen a un equilibrio. Generalmente, este equilibrio se alcanza en minutos u horas, dependiendo del sistema. Estudiarlo es clave para optimizar el proceso y entender la velocidad con la que ocurre la biosorción, lo cual es fundamental antes de aplicar modelos cinéticos. (Martín Lara, 2008)
- Efecto de la temperatura: En general, la temperatura tiene menor influencia que otros factores en la biosorción, especialmente cuando se mantiene entre 20 °C y 35 °C (Babák et al., 2013). Sin embargo, su efecto puede variar según el tipo de metal y de biosorbente. En muchos casos, un aumento de temperatura mejora la retención del



metal, aunque en otros puede reducirla debido a alteraciones en la estructura del biosorbente. Existe un rango óptimo, ya que temperaturas muy altas pueden dañar el material. Además, cuando el proceso de biosorción es exotérmico, suele favorecerse a bajas temperaturas (Martín Lara, 2008).

- Tipo y altura de empacado: La capacidad de biosorción de metales varía según el tipo de biomasa (algas, bacterias, hongos o plantas) y factores como su edad, cultivo y condición. Además, una mayor concentración o altura de empacado (en caso de un lecho empacado) mejora la remoción total, mientras que menores alturas la eficiencia del proceso se reduce, debido a una menor área de contacto (Babák et al., 2013; Calero et al., 2009).
- Caudal de alimentación: Estudios en biosorción de procesos continuos han demostrado una tendencia a utilizar flujos de alimentación bajos, ya que estos favorecen una mayor eficiencia en la remoción de metales, al permitir un mayor tiempo de contacto entre la solución y el biosorbente. (Calero et al., 2009)
- Presencia de otros metales: Cuando hay varios metales en la misma solución, pueden competir entre sí por los sitios activos de la biomasa, lo que reduce la eficiencia de biosorción para algunos de ellos. (Babák et al., 2013)

2.3.4. Biosorción de Cd^{2+} utilizando plantas

Entre las biomásas de interés, las plantas medicinales y sus residuos agroindustriales ofrecen una doble ventaja: abundancia regional y presencia de estructuras lignocelulósicas capaces de formar enlaces complejos con metales pesados. A continuación, se presentan dos especies nativas de Chile cuyo potencial como biosorbentes resulta especialmente atractivo, es el palo negro y las hojas de maqui.

2.3.4.1. *Leptocarpha rivularis*

El palo negro (*Leptocarpha rivularis*) es un arbusto endémico y nativo de Chile. Crece de forma natural desde la región del Maule hasta la región de Los Lagos (Riedemann. et al., s. f.). Es un arbusto frondoso que puede alcanzar hasta 2 [m] de altura, con hojas ovaladas, ásperas y aromáticas. Presenta flores femeninas y masculinas, ambas de aproximadamente 2 [cm] de diámetro, como se observa en la Figura 1b (Leiva Morey et al., 2019).

Esta especie es ampliamente utilizada en la medicina popular, principalmente en tratamientos relacionados con el cáncer (Leiva Morey et al., 2019), y suele comercializarse en formato seco y envasado (Figura 1a).



Figura 1 a) Formato venta de palo negro seco. b) Arbusto palo negro (*Leptocarpus rivularis*).

2.3.4.2. *Aristotelia chilensis*

El maqui (*Aristotelia chilensis*) es un árbol endémico y nativo de Chile. Crece de forma natural desde la región de Coquimbo hasta la región de Aysén. Es un árbol delgado de 30 a 35 [cm] de diámetro que alcanza una altura de hasta 10 metros (Figura 2b). Sus hojas son perennes (permanecen en la planta durante todo el año), de forma alargada y miden entre 4 y 9 [cm] de largo. Presenta flores femeninas y masculinas, y produce frutos comestibles de color violeta oscuro, con un diámetro aproximado de 5 [mm] (Valdebenito R & Aguilera F, 2013).

Tanto los frutos como las hojas de este árbol se comercializan comúnmente, principalmente en formato seco, como se muestra en la Figura 2a.



Figura 2 a) Formato venta hojas de maqui seco. b) Árbol maqui (*Aristotelia chilensis*).

2.3.4.3. Revisión bibliográfica de distintos biosorbentes con biomasa vegetal

Durante los últimos años, se ha desarrollado una amplia investigación sobre el uso de biomasa vegetal como otros biosorbentes para la remoción de metales pesados, como el cadmio (Cd), desde aguas residuales. Esta biomasa incluye residuos vegetales como hojas, cáscaras o tallos, los cuales contienen grupos funcionales capaces de atrapar iones metálicos. Es una alternativa económica, ecológica y abundante, ya que reutiliza algunos materiales considerados desechos. (Shrestha et al., 2021)

En este contexto, se comparan en su mayoría, distintas biomásas vegetales, por su potencial en la retención de Cd y otros metales aplicados a columna de lecho fijo en procesos continuos. A continuación, se presentan distintos estudios sobre biosorción de metales pesados, recopilados mediante una revisión de la literatura científica.



Tabla 4 Revisión bibliográfica de estudios sobre la remoción de metales pesados mediante biosorbentes en columnas de lecho fijo y continuo.

Tipo de sistema experimental	Biosorbente	Metal removido	Retención [mg/g]	Remoción [%]	Referencia
Columna de lecho fijo	Cáscara de cacao	Cd^{2+}	0,787	90	(Vera Cabezas et al., 2018)
		Pb^{2+}	1,181	91	
Columna de lecho fijo	Hueso de aceituna	As^{5+}	1,640	8,648	(Valeriano Zapana, 2023)
		Cd^{2+}	2,050	46,674	
		Pb^{2+}	1,218	73,010	
Columna de lecho fijo	Bagazo de caña de azúcar	Cr^{6+}	-	88,33	(Karna, 2013)
		Ni^{2+}	-	92,84	
Columna de lecho fijo	<i>Aphanothece sp</i> (Cianobacteria)	Cd^{2+}	8,20	89,07	(Satya et al., 2021)
Columna de lecho fijo	Cáscaras de avellanas	Pb^{2+}	25,7	57,7	(AHMED et al., 2022)
		Cd^{2+}	27,6	68,8	
Columna de lecho fijo	Esqueletos calcareos	Cd^{2+}	26,447	88,464	(Lim & Aris, 2014)
		Pb^{2+}	38,460	97,675	
Columna de lecho fijo	Bagazo de caña de azúcar	Cd^{2+}	2,07	90	(Vera et al., 2018)
		Pb^{2+}	2,08	91	
Columna de lecho fijo	<i>Sargassum angustifolium</i>	Cd^{2+}	108.,72	80,91	(Jafari & Jamali, 2016)



ESTUDIO DE LA BIOSORCIÓN DE Cd^{2+} DESDE SOLUCIONES SINTÉTICAS
EMPLEANDO UNA COLUMNA DE LECHO EMPACADO Y UN BIOSORBENTE
ELABORADO A BASE DE PLANTAS ENDÉMICAS DE CHILE.



Columna de lecho fijo	Hojas de coco	Cr^{6+}	4,88	77,08	(Gawas et al., 2025)
		V^{5+}	3,51	76,17	
Columna de lecho fijo	Cáscaras de coco verde	Ni^{2+}	0,132	83,42	(Sousa et al., 2010)
		Zn^{2+}	5,96	71,45	
		Cd^{2+}	42,50	56,40	



2.3.5. Opciones de manejo y disposición final de biosorbentes vegetales saturados con metales pesados

La gestión de biosorbentes vegetales una vez agotados tras adsorber metales pesados (como Cd^{2+}) es crucial para evitar la liberación secundaria de contaminantes. Para ello, se han desarrollado diversas estrategias de disposición final, entre las que se incluyen:

- Encapsulación en cemento: Consiste en estabilizar el biosorbente saturado dentro de una matriz de cemento, formando bloques sólidos como ladrillos. Esta técnica reduce la lixiviación de metales pesados y permite su manipulación y disposición segura. (C. Tejada-Tovar et al., 2022)
- Vitricación en vidrio fosfato: El biosorbente saturado o agotado se incorpora en una matriz vítrea de fosfato, fundida a alta temperatura. Este proceso inmoviliza los metales pesados en una estructura resistente a la lixiviación y a condiciones ambientales. (Ramrakhiani et al., 2017)
- Pirólisis controlado: Tras la adsorción, el biosorbente vegetal se somete a pirólisis a temperatura moderada ($\sim 350^{\circ}C$), generando un biochar que retiene el metal adsorbido. (Wang et al., 2020)
- Disposición en rellenos seguros, incineración o usos secundarios: Revisiones recientes destacan métodos como incineración (con recuperación de energía), disposición en vertederos seguros tras pretratamiento, y encapsulación. También se considera la reutilización del biosorbente en materiales de construcción o como fertilizante, siempre que no implique riesgo de liberación. (Gupta et al., 2020)
- Inmovilización en geopolímero: El cadmio se incorpora en una matriz geopolimérica de metacaolín activado, formando complejos estables con baja lixiviación. Esta alternativa ofrece alta durabilidad y seguridad ambiental para la disposición de metales como Cd^{2+} y Hg^{2+} . (Prihutami et al., 2024)

2.3.6. Cálculo de la capacidad de retención del biosorbente

La retención del biosorbente se refiere a la cantidad de metal que es captada y fijada por el material desde una solución acuosa. Este valor representa la capacidad de carga del biosorbente y depende de factores como el flujo, el tiempo de contacto, la concentración inicial y las características del material mencionadas anteriormente.



El volumen total del efluente que pasa por la columna se calcula mediante la siguiente expresión:

$$V_{efluente} = Q * t_{total}$$

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

La capacidad máxima de retención del sistema corresponde al área bajo la curva de ruptura (figura 3), y se puede determinar con la siguiente integral:

$$q_{total} = \frac{Q}{1000} * \int_{t=0}^{t=t_{total}} C_R dt$$

Donde, q_{total} es la cantidad total de metal retenido (mg) y C_R es la concentración de metal retenido (mg/L)

La cantidad total de metal que ingresó al sistema expresado por m_{total} (mg) se calcula como:

$$m_{total} = \frac{C_i * q * t_{total}}{1000}$$

A partir de esto, el porcentaje de retención en la columna se expresa como:

$$\%Remoción = \frac{q_{total}}{m_{total}} * 100$$

Finalmente, para evaluar la eficiencia del biosorbente en función de su masa, se calcula:

$$q_0 = \frac{q_{total}}{m}$$

y la concentración de equilibrio (mg/L) (metal no retenido al final del proceso) como:

$$C_e = \frac{m_{total} - q_{total}}{V_{efluente}} * 1000$$

donde m es la masa de biosorbente utilizada (g).

2.3.7. Curva de ruptura: comportamiento dinámico de la columna y parámetros cinéticos

La curva de ruptura es una herramienta fundamental para analizar el comportamiento de una columna de lecho empacado en procesos de biosorción. Esta curva permite visualizar cómo varía la concentración del metal pesado en el efluente a lo largo del tiempo, en relación con la concentración de entrada (Gawas et al., 2025) como se ve en la Figura 3. Al comienzo del proceso, la columna retiene eficientemente el metal, por lo que la concentración en la salida es prácticamente nula. (Calero et al., 2009)

Con el paso del tiempo, los sitios activos del biosorbente comienzan a saturarse, y el metal empieza a aparecer en la salida. Este momento se conoce como punto de ruptura (t_r) y marca el inicio de la pérdida de eficiencia del sistema (la concentración final alcanza un 5% de la concentración inicial) (C. N. Tejada-Tovar et al., 2017). A medida que continúa el funcionamiento, la concentración en el efluente va aumentando hasta alcanzar el 50 % de la concentración de entrada (t_{50}), lo que indica que la columna está próxima a saturarse. Finalmente, se alcanza el punto de saturación (t_s), cuando la concentración de salida alcanza una 90-95% de la concentración inicial, y la columna deja de ser efectiva (Calero et al., 2009).

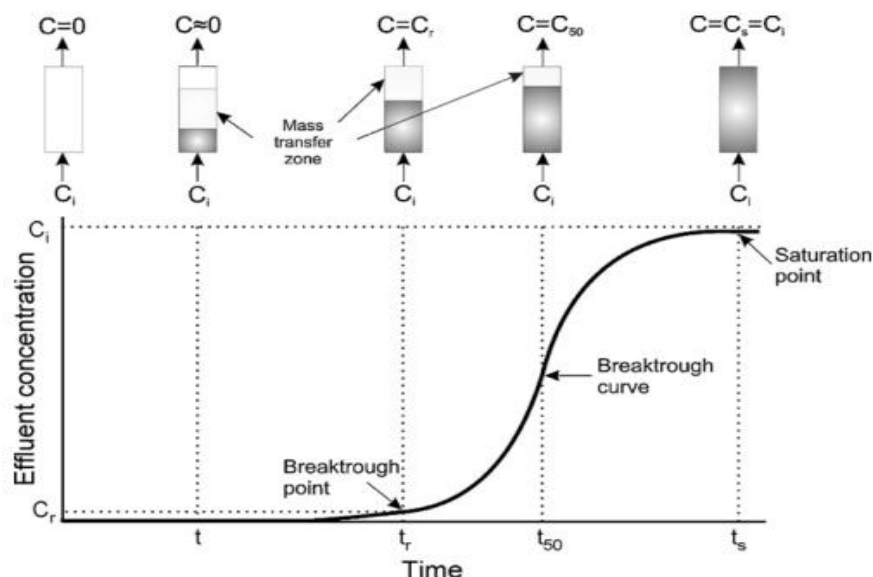


Figura 3. Representación de curva de ruptura

Fuente: Adaptado de (Calero et al., 2009)



2.3.7.1. Modelación de las curvas de ruptura

Existen diversos modelos teóricos que pueden ser ajustados a los datos experimentales obtenidos en sistemas de columna. En estos modelos, la variable dependiente suele expresarse como C_t/C_0 donde C_t corresponde a la concentración del ion en el efluente (salida) en un tiempo determinado, y C_0 es la concentración inicial en la entrada de la columna. Por otro lado, la variable independiente es el tiempo (t). A continuación, se describen algunos de los modelos más utilizados para este tipo de análisis:

Modelo de Adams-Bohart (AB)

Este modelo se suele ocupar para describir la parte inicial de la curva de ruptura, considerando que la velocidad de adsorción depende directamente de la cantidad de soluto presente y de la capacidad del adsorbente para retenerlo. Siendo este el modelo (C. N. Tejada-Tovar et al., 2017):

$$\frac{C_t}{C_0} = \exp \left(k_{AB} * C_0 * t - k_{AB} * N_0 * \frac{Z}{F} \right)$$

Donde, k_{AB} es la constante cinética de adsorción (mL/(min·mg)), F es la velocidad lineal (cm/min), Z es la altura del lecho empacado (cm) y N_0 es la concentración de saturación del adsorbente (mg/L).

Modelo de Thomas

Sirve para determinar la máxima capacidad de adsorción del metal y su constante cinética. Viene dado por la siguiente ecuación (C. N. Tejada-Tovar et al., 2017):

$$\frac{C_t}{C_0} = \frac{1}{1 + \exp \left(k_{TH} * q_0 * \frac{x}{v} - k_{TH} * \frac{C_0}{1000} * t \right)}$$

Donde, k_{TH} es la constante cinética (mL/(min·mg)), q_0 es la cantidad de soluto adsorbida por gramo de adsorbente (mg/g), x es la masa de adsorbente en la columna (g), v es el caudal de entrada (mL/min) y C_0 es la concentración inicial de entrada a la columna (mg/L).

Modelo de Yoon-Nelson (YN)

El modelo de Yoon y Nelson fue desarrollado para describir la adsorción de gases en carbón activado. Es un modelo simple que no requiere conocer las propiedades del adsorbato, del adsorbente ni del lecho, facilitando su aplicación en distintos sistemas de adsorción. (Karna, 2013)

El modelo es representado como:

$$\frac{C_t}{C_0 - C_t} = \exp(k_{YN} * t - t50 * k_{YN})$$

O bien, su forma linealizada:

$$\frac{C_t}{C_0} = \frac{\exp(k_{YN} * t - t50 * k_{YN})}{1 + \exp(k_{YN} * t - t50 * k_{YN})}$$

Donde, k_{YN} es la constante de velocidad (min^{-1}) y $t50$ es el tiempo en que el biosorbente solo logra retener el 50% de la concentración inicial de contaminante, siendo el punto medio de la curva de ruptura mencionado en la figura 3.

Modelo Dosis-Respuesta

Este modelo suele describir la curva completa de ruptura con gran exactitud, aunque el parámetro “a” suele ser difícil vincularlo con las condiciones experimentales, dificultando el escalamiento del sistema. (Karna, 2013)

Este modelo se representa como:

$$\frac{C_t}{C_0} = 1 - \frac{1}{1 + \left(\frac{C_i * Q * t}{q_0 * m} \right)^a}$$

Donde, q_0 es la capacidad de adsorción (mg/g), Q es el flujo de alimentación (mL/min), m es la masa del adsorbente o empacado y a es un parámetro del modelo Dosis-Respuesta.

2.3.8. Análisis estadístico para los modelos

El análisis estadístico de los modelos se realiza para evaluar su precisión, confiabilidad y capacidad de representar adecuadamente los datos reales de manera que se ajusten a modelos

teóricos. Por eso, se suelen ocupar herramientas estadísticas que se mencionaran a continuación.

2.3.8.1. *Suma de errores al cuadrado (SSE como se abrevia en inglés)*

Esta métrica cuantifica la diferencia total entre los valores observados y los valores predichos por el modelo, elevando al cuadrado cada diferencia para evitar cancelaciones y errores grandes. Una SSE baja indica un buen ajuste entre el modelo y los datos experimentales. Se calcula como:

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

Donde SSE es la diferencia entre el valor de retención obtenida en el experimento ($q_{i,exp}$) y el valor de retención obtenida por el modelo ($q_{i,mod}$).

2.3.8.2. *Coefficiente de determinación*

El coeficiente de determinación expresa la proporción de la variación total de los datos que es explicada por el modelo. Su valor varía entre 0 y 1, donde un valor cercano a 1 indica un excelente ajuste. Un R^2 bajo sugiere que el modelo no explica bien los datos.

$$R^2 = 1 - \frac{SSE}{SCT} = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (q_{i,exp} - q_{i,mod})^2}{\sum_{i=1}^n (q_{i,exp} - \overline{q_{i,exp}})^2}$$

Donde SCT es la diferencia entre el valor de retención obtenida en el experimento ($q_{i,exp}$) y el valor promedio de las retenciones obtenidas ($\overline{q_{i,exp}}$).

2.3.8.3. *Coefficiente de determinación ajustado*

A diferencia del R^2 , este coeficiente toma en cuenta el número de variables independientes utilizadas en el modelo, penalizando la inclusión de variables que no aportan al ajuste. Es útil para comparar modelos con diferente número de parámetros, ya que evita el sobreajuste (overfitting).

$$R_{adj}^2 = 1 - (1 - R^2) * \frac{(n - 1)}{(n - n_p - 1)}$$



Un R^2 ajustado más alto indica un modelo más eficiente y parsimonioso.

2.3.8.4. *Chi cuadrado (χ^2)*

Esta prueba mide la diferencia entre los valores observados y los valores esperados bajo el modelo. Un valor bajo de χ^2 indica que las diferencias entre los datos y el modelo son pequeñas, por lo tanto, el modelo tiene un buen ajuste.

La fórmula general es:

$$\chi^2 = \sum_{i=1}^n \frac{(q_{i,exp} - q_{i,mod})^2}{q_{i,mod}}$$



3. Metodología

3.1. Materiales, equipos y reactivos

Se indican los materiales, equipos y reactivos que se utilizan en el procedimiento experimental.

3.1.1. Materiales

- Parafilm
- Vasos de precipitados de vidrio de 100 [mL], 250 [mL], 500 [mL] y 1 [L].
- Matraz aforado de 100 [mL] y 2[L].
- Tubos Falcón de 50 [mL].
- Papel filtro N° 131 ADVANTEC MFS de diámetro 7 [cm] y retención nominal de 3 [μ m]
- Malla polipropileno
- Piseta con agua destilada.
- Piseta con agua desionizada.
- Frasco de vidrio con gotario.
- Bureta 50 [mL].
- Pinzas.
- Tijeras.
- Pipeta de vidrio graduada de 5 [mL], 10[mL], 15[mL], 20[mL] y 25[mL].
- Propipeta de goma.
- Bolsas plásticas herméticas.
- Elementos de protección personal (EPP).

3.1.2. Equipos

- Columna cromatográfica con llave.
 - Diámetro: 30 [mm].
 - Altura: 40 [cm]
- Estufa de convección forzada BINDER modelo FD-S 115.



- Rango de temperatura: Temperatura ambiente +10°C hasta 250°C.
- Balanza Analítica BOECO modelo BAS 31 plus.
 - Máxima capacidad: 220 [g].
 - Precisión: 0,0001 [g].
- Balanza de precisión RADWAG modelo WTC 2000.
 - Máxima capacidad: 2000 [g].
 - Precisión: 0,01 [g].
- Molino de alta velocidad modelo FW200.
 - Máxima velocidad: 26.000 [RPM].
 - Potencia: 800 [W].
- Mantas calefactoras con agitación ARQUIMED modelo SH-3.
 - Temperatura máxima: 380 [°C].
 - Potencia: 500 [W].
- Tamices de prueba estándar W.S. TYLER (N°10, N°20).
- Shaker FINEPCR modelo SH30.
 - Potencia: 35 [W].
 - Rango de agitación: 0-300 [RPM].
- pH-metro SI Analytics modelo Laboratorio 855
- Electrodo de pH SI Analytics.
- Espectrofotómetro de absorción atómica VARIAN modelo SpectrAA 55.
 - Rango de detección de Cd^{+2} : 0,25 - 0,5 ppm .

3.1.3. Reactivos

- Nitrato de cadmio tetrahidratado ($Cd(NO_3)_2 \cdot 4H_2O$) al 98% de pureza Sigma-Aldrich.
- Agua destilada
- Agua desionizada
 - Conductividad: 5 uS/cm
 - Rango pH: 5-7
- Ácido nítrico (HNO_3) al 65% EMESURE Supelco.
- Solución buffer pH 2,00 Hanna Instruments.



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

3.2. Preparación de los biosorbentes

Para la utilización de *Leptocarpha* y hojas de *Aristotelia chilensis* como biosorbente, es esencial realizar una preparación adecuada de los materiales. Dado que estas especies se compran secas y limpias para uso en infusiones, no es necesario someterlas a un proceso de lavado ni secado, ya que las que adquirimos vienen listas para su uso. Por lo tanto, la preparación se limita al molido y tamizado del material, con el objetivo de obtener un tamaño de partícula específico. Finalmente, el material con el tamaño de partícula definido es almacenado en bolsas plásticas herméticas, garantizando su conservación en condiciones óptimas hasta el momento de su utilización.

3.2.1. Reducción de tamaño y tamizado

La reducción del tamaño de partícula se realiza mediante un molinillo de alta velocidad (Figura 4a), con una capacidad de 800 [W] y una velocidad de rotación de 26.000 [RPM]. El tiempo de operación varía entre 3 y 6 [s], dependiendo de la cantidad procesada. Posteriormente, se lleva a cabo una clasificación granulométrica utilizando tamices de acero inoxidable N°10 y N°20 (Figura 4b), con el objetivo de obtener un tamaño de partículas entre 850 [μm] y 2000 [μm]. Para este proceso se emplea un agitador orbital de sobremesa (Figura 4c), sobre el cual se colocan los tamices y se operan entre 1 y 2 [min].

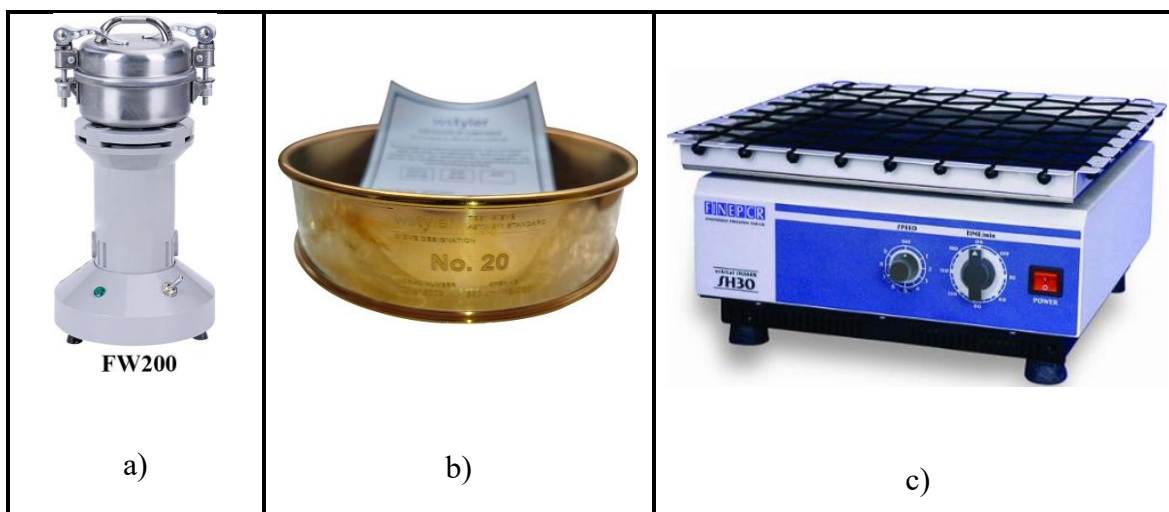


Figura 4. Equipos utilizados en la molienda y tamizado. a) High speed Grinder FW200. b) Tamiz T.S.Tyler. c) Shaker orbital SH30.

3.3. Preparación de la solución sintética

3.3.1. Solución de cadmio

Para llevar a cabo los experimentos, se preparó una solución sintética de cadmio a partir de nitrato de cadmio tetrahidratado ($Cd(NO_3)_2 \cdot 4H_2O$) con un 98 % de pureza. La solución fue preparada con una concentración de 50 [mg/L] y 100 [mg/L] de cadmio en un matraz aforado.

3.3.2. Solución para ajustar el pH

El pH de la solución sintética se ajustó a 4,5 mediante la adición de soluciones de ácido sulfúrico (H_2SO_4) y de hidróxido de sodio (NaOH). Para asegurar la precisión del ajuste, se empleó un pH-metro previamente calibrado con soluciones buffer de pH definidas.

3.4. Experimentos de biosorción

3.4.1. Determinación del biosorbente

La determinación del biosorbente a utilizar, se realiza evaluando la capacidad de retención y remoción de cada biosorbente: *Leptocarpus rivularis* y *Aristotelia chilensis*.

En el experimento, el biosorbente se pone en contacto con una solución sintética de Cd^{+2} a una concentración de 50 [mg/L]. El estudio se realiza bajo condiciones operativas

específicas, las cuales vienen siendo: tiempo de operación, altura del lecho empacado, tamaño de partícula del biosorbente, pH de la solución y caudal de alimentación constantes como se muestra resumida en la Tabla 5. Durante los experimentos se opera a temperatura ambiente (entre 15-20 [°C]).

La preparación del sistema comienza con el empacado de la columna utilizando 15 [cm] de biosorbente vegetal como se muestra en la figura 5. Posteriormente, este se hidrata con agua desionizada para conservar su capacidad de sorción y evitar que absorba agua en exceso durante la operación, lo que podría alterar el balance de masas. Mientras el lecho elimina el agua excedente, se llena una bureta con la solución sintética de Cd^{+2} y se ajusta la válvula para establecer un régimen de goteo de 100–120 [gotas/min], lo que equivale aproximadamente a un flujo de 5–6 [mL/min]. El cronómetro se activa en el momento exacto en que la primera gota entra en contacto con el lecho de biosorbente.



Figura 5 Instalación de operación.

A partir de ese instante, se mantiene constante el caudal y se inicia la recolección de muestras desde el minuto 5. En total, se recogen 12 fracciones del efluente a intervalos de 10 [min],

durante un período total de operación de 2 horas con 5 minutos. Cada muestra se almacena en tubos Falcon de 50 [mL] y se sella con parafilm para evitar filtración o contaminación. Este proceso se encuentra representado en la figura 6.

Tabla 5 Resumen parámetros operacionales para la determinación del biosorbente.

Biosorbente	Metal	C_0 [mg/L]	Q [mL/min]	Tiempo de operación [min]	Altura del empacado [cm]	Tamaño de partícula [μm]	pH
<i>Leptocarpus rivularis</i> <i>Aristotelia chilensis</i>	Cd^{2+}	50	5-6	120	15	850-2000	4,5

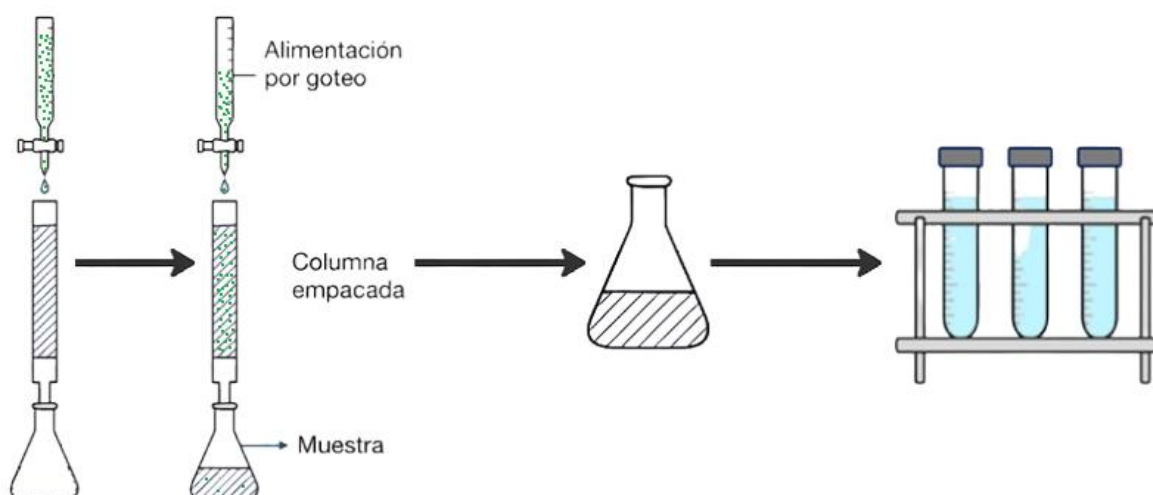


Figura 6 Procesamiento de la muestra.

Al finalizar el experimento, no es necesario filtrar las muestras, ya que en la parte inferior del lecho se coloca una malla de polipropileno y un filtro de papel que retienen eficazmente la mayor parte de las partículas de biosorbente.

3.4.2. Efecto de la concentración de la solución sintética en la eficiencia de biosorción en columna.

Para evaluar el efecto de la concentración de solución sintética de Cd^{2+} con el biosorbente elegido anteriormente, se obtiene la capacidad de retención, la curva de ruptura y la constante

cinética correspondiente a cada concentración. Para ello, se emplean concentraciones de 50 y 100 mg/L, con un tiempo de operación de 6 horas. Se mantienen constantes todos los parámetros operacionales y el procedimiento utilizado anteriormente. Se extraen muestras de 10 [min] cada 30 minutos, alcanzando un tiempo de operación total de 365 [min]. Un resumen de los parámetros operacionales se presenta en la Tabla 6.

Tabla 6 Resumen parámetros operacionales para ver el efecto de la concentración de una solución sintética en columna empacada

Biosorbente	Metal	C_0 [mg/L]	Q [mL/min]	t [min]	Altura del empacado [cm]	Tamaño de partícula [μm]	pH
<i>Leptocarpha rivularis</i>	Cd^{2+}	50 100	5-6	360	15	850-2000	4,5

3.5. Preparación de muestras para análisis de las muestras

Para analizar la concentración de Cd^{2+} en las muestras, se determina utilizando espectroscopía de absorción atómica. Para este tipo de análisis se requiere realizar una digestión ácida de la muestra utilizando ácido nítrico (HNO_3) al 65% p/p con el fin de digerir los compuestos orgánicos, disolver por completo los sólidos que pudiesen quedar y liberar el metal en su forma iónica, ayudando a que la medición tenga una mayor precisión.

El proceso de digestión se realiza de la siguiente manera:

1. Se toma una muestra de 50 [mL] y en el caso que se cuente con menor volumen, se completa el volumen con agua destilada, considerando el factor de dilución correspondiente para luego colocar en un vaso precipitado de 100[mL].
2. Se agregan 50 [mL] de ácido nítrico al 65% p/p al vaso precipitado con una pipeta para mayor precisión.

3. El vaso precipitado se coloca en una manta calefactora junto con un vidrio reloj, de manera que exista un reflujo y exista una evaporación controlada del líquido, hasta llegar nuevamente a alrededor de 50 [mL].
4. Una vez completado el proceso de digestión ácida, se saca el vaso de la manta calefactora y se enfría, para luego verterlo en un tubo falcón de 50 [mL] y sellarlo con papel film.

En caso de que las muestras requieran dilución, esta se realiza previamente al análisis y cada dilución efectuada queda debidamente registrada. Posteriormente, las muestras se mantienen refrigeradas hasta su análisis mediante espectrometría de absorción atómica (AAS).

4. Resultados

A continuación, se muestran los resultados obtenidos por espectrometría de absorción atómica (AAS) mencionados en la sección anterior.

4.1. Determinación del biosorbente

A continuación, se presentan en las Tablas 7, 8, 9 y 10 los resultados experimentales del proceso de biosorción de Cd^{2+} utilizando dos biosorbentes: *Aristotelia chilensis* y *Leptocarpha rivularis*. Las condiciones de operación correspondientes a estos ensayos se encuentran descritas en el apartado titulado “Determinación del biosorbente” (Sección 4.4.1). Se considera C_S como la concentración de salida del agua tratada a un tiempo determinado.

Tabla 7 Resultados experimentales de operación con *Aristotelia chilensis*.

Biosorbente	C_0 [mg/L]	masa biosorbente [g]	Promedio m biosorbente $\pm$ desviación estándar	pH	V efluente [mL]
<i>Aristotelia chilensis</i>	51,650	12,0900 12,3277	12,21 $\pm$ 0,17	4,63	660



Tabla 8 Resultados experimentales de Cd^{2+} con *Aristotelia chilensis* ($C_0=50[mg/L]$, $Q=5-6$
[mL/min], t operación =2 [h], altura del empacado=15[cm], tamaño partícula=850-2000[μm] y
 $pH=4,5$).

t [min]	C_s [mg/L]	C_s promedio $\pm$ desviación estándar [mg/L]	C_R [mg/L]	q_{total} [mg]	% remoción	q_0 [mg/g]	C_e [mg/L]
10	$\frac{1,959}{3,958}$	2,958 $\pm$ 1,414	48,692 $\pm$ 1,414				
20	$\frac{3,673}{6,890}$	5,281 $\pm$ 2,275	46,369 $\pm$ 2,275				
30	$\frac{5,823}{12,065}$	8,944 $\pm$ 4,414	42,706 $\pm$ 4,414				
40	$\frac{10,170}{17,075}$	13,623 $\pm$ 4,883	38,027 $\pm$ 4,883				
50	$\frac{12,535}{19,863}$	16,199 $\pm$ 5,182	35,451 $\pm$ 5,182				
60	$\frac{14,861}{20,800}$	17,831 $\pm$ 4,199	33,819 $\pm$ 4,199	21,478 $\pm$ 0,614	63,01 $\pm$ 1,80	1,759 $\pm$ 0,050	19,108 $\pm$ 0,931
70	$\frac{19,900}{26,588}$	23,244 $\pm$ 4,729	28,406 $\pm$ 4,729				
80	$\frac{25,563}{26,825}$	26,194 $\pm$ 0,892	25,456 $\pm$ 0,892				
90	$\frac{25,875}{27,100}$	26,488 $\pm$ 0,866	25,162 $\pm$ 0,866				
100	$\frac{28,375}{27,688}$	28,032 $\pm$ 0,486	23,618 $\pm$ 0,486				
110	$\frac{27,400}{30,400}$	28,900 $\pm$ 2,121	22,750 $\pm$ 2,121				



120	30,863	31,601±1,043	20,049±1,043
	32,338		

Tabla 9 Resultados experimentales de operación con *Leptocarpha rivularis*.

Biosorbente	C_0 [mg/L]	masa biosorbente [grs]	Promedio m biosorbente ± desviación estándar	pH	V efluente [mL]
<i>Leptocarpha rivularis</i>	54,200	27,3212	27,24±0,11	4,48	660
		27,1644			

Tabla 10 Resultados experimentales de Cd^{2+} con *Leptocarpha rivularis* ($C_0=50$ [mg/L], $Q=5-6$ [mL/min], t operación = 2 [h], altura del empacado=15[cm], tamaño partícula=850-2000[μ m] y $pH=4,5$).

t [min]	C_S [mg/L]	C_S promedio $\pm$	C_R [mg/L]	q_{total} [mg]	% remoción	q_0 [mg/g]	C_e [mg/L]
		desviación estándar [mg/L]					
10	0,051	0,047 $\pm$ 0,006	54,153	35,592 $\pm$ 0,016	99,50 $\pm$ 0,04	1,306 $\pm$ 0,001	0,272 $\pm$ 0,024
	0,043						
20	0,045	0,041 $\pm$ 0,006	54,159				
	0,037						
30	0,037	0,038 $\pm$ 0,001	54,163				
	0,038						
40	0,036	0,061 $\pm$ 0,035	54,139				
	0,086						
50	0,078	0,080 $\pm$ 0,002	54,121				
	0,081						
60	0,077	0,108 $\pm$ 0,043	54,093				



	0,138		
70	0,138	0,161±0,033	54,039
	0,184		
80	0,245	0,286±0,058	53,914
	0,327		
90	0,31	0,382±0,102	53,818
	0,454		
100	0,432	0,498±0,093	53,702
	0,564		
110	0,538	0,676±0,195	53,524
	0,814		
120	0,807	0,895±0,124	53,306
	0,982		

4.2. Efecto de la concentración de la solución sintética en la eficiencia de biosorción en columna

A continuación, se presentan en las Tablas 11, 12, 13 y 14 los resultados experimentales del proceso de biosorción de Cd^{2+} utilizando el biosorbente *Leptocarpus rivularis* para concentraciones de 50 [mg/L] y 100 [mg/L] de solución sintética. Las condiciones de operación correspondientes a estos ensayos se encuentran descritas en el apartado titulado “Efecto de la concentración de la solución sintética en la eficiencia de biosorción en columna” (Sección 4.4.2).

Tabla 11 Resultados experimentales de operación para concentración de 50 [mg/L] de solución sintética.

Biosorbente	C_0 [mg/L]	masa biosorbente [g]	Promedio m biosorbente ± desviación estándar	pH	V efluente [mL]
<i>Leptocarpus rivularis</i>	57,180	25,7320 26,2117	25,97±0,34	4,51	1980



Tabla 12 Resultados experimentales de Cd^{2+} con *Leptocarpha rivularis* ($C_0=50$ [mg/L], $Q=5-6$ [mL/min], t operación =6 [h], altura del empacado=15[cm], tamaño partícula=850-2000[μ m] y $pH=4,5$).

t [min]	C_t [mg/L]	C_t / C_0
30	0,180±0,141	0,003±0,002
60	0,230±0,014	0,004±0,0002
90	0,505±0,092	0,009±0,002
120	1,455±0,106	0,025±0,002
150	3,030±1,966	0,053±0,034
180	5,790±0,919	0,101±0,016
210	7,175±1,718	0,125±0,030
240	9,825±3,231	0,172±0,057
270	10,600±4,681	0,185±0,082
300	14,775±2,793	0,258±0,049
330	17,765±4,632	0,311±0,081
360	21,485±3,189	0,376±0,056

Tabla 13 Resultados experimentales de operación para concentración de 100 [mg/L] de solución sintética.

Biosorbente	C_0 [mg/L]	masa biosorbente [g]	Promedio m biosorbente ± desviación estándar	pH	V efluente [mL]
<i>Leptocarpha rivularis</i>	116,05	27,1824 27,4874	27,33±0,22	4,51	1980



Tabla 14 Resultados experimentales de Cd^{2+} con *Leptocarpus rivularis* ($C_0=100[mg/L]$, $Q=5-6$ [mL/min], t operación =6 [h], altura del empacado=15[cm], tamaño partícula=850-2000[μm] y $pH=4,5$).

t [min]	C_t [mg/L]	C_t / C_0
30	2,730±0,651	0,024±0,006
60	18,255±10,614	0,157±0,091
90	27,970±1,018	0,241±0,009
120	38,335±5,155	0,330±0,044
150	44,38±7,142	0,382±0,062
180	58,375±5,127	0,503±0,044
210	65,655±7,460	0,566±0,064
240	68,175±1,308	0,587±0,011
270	81,825±14,319	0,705±0,123
300	81,965±15,535	0,706±0,134
330	85,815±11,929	0,739±0,103
360	87,325±13,753	0,752±0,119

5. Análisis y discusión

En este capítulo se presenta el análisis y discusión de los resultados obtenidos en la sección anterior.

5.1. Selección de biosorbente a estudiar

En esta sección se evalúan los biosorbentes estudiados (*Aristotelia chilensis* y *Leptocarpha rivularis*) con el propósito de identificar aquel que presenta la mayor capacidad de retención y la mayor eficiencia en la remoción de Cd^{2+} en un sistema de columna de lecho empacado. El objetivo es seleccionar el biosorbente con el mejor desempeño operativo.

Los experimentos se llevaron a cabo bajo las mismas condiciones operacionales para cada biosorbente. Se trabajó a temperatura ambiente (15–20 °C), utilizando una solución sintética con una concentración de 50 mg/L de Cd^{2+} . El tiempo de operación fue de 2 horas, con un flujo dentro del rango de 5 a 6 mL/min. La columna contó con una altura de lecho empacado de 15 cm, un tamaño de partícula del biosorbente entre 850 y 2000 μm , y un pH ajustado a 4,5.

A continuación, en la figura 7 y 8, se muestra la capacidad de retención y remoción que presentan los biosorbentes, respectivamente a los parámetros ya mencionados.

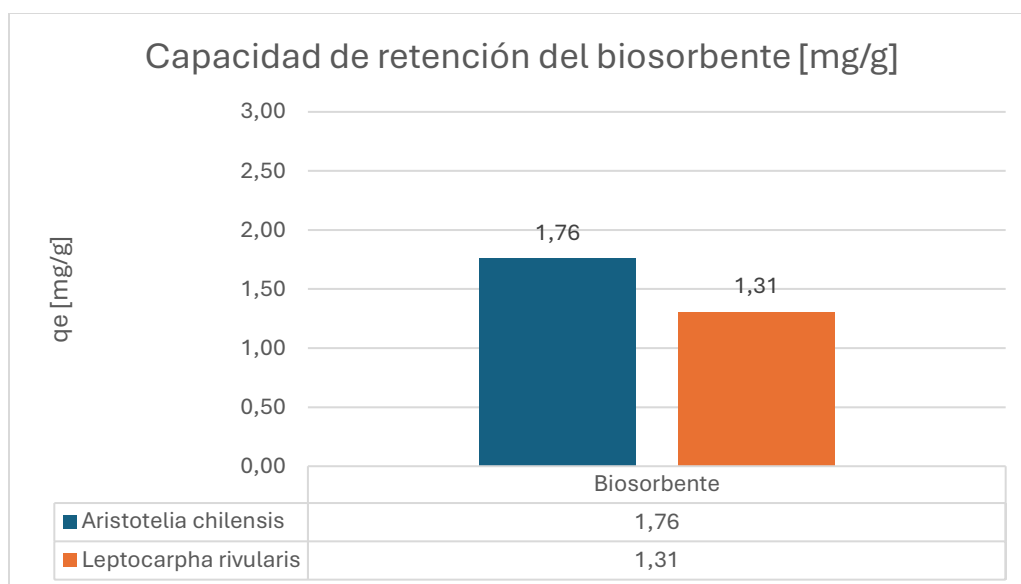


Figura 7 Capacidad de retención de Cd^{2+} para cada biosorbente.

Se determinó que la capacidad de retención de Cd^{2+} fue de 1,76 [mg/g] para *Aristotelia chilensis* y de 1,31 [mg/g] para *Leptocarpha rivularis*. Estos resultados indican que *Aristotelia chilensis* posee una mayor capacidad de retención de Cd^{2+} en comparación al otro biosorbente estudiado, siendo mayor por un 25,57% que la *Leptocarpha rivularis*.

En cuanto a la capacidad de remoción de Cd^{2+} , se observó que, durante las 2 horas de operación en columna, *Aristotelia chilensis* alcanzó una remoción del 63 %, mientras que *Leptocarpha rivularis* logró un 99,5 %. Este último biosorbente evidenció una diferencia significativa, alcanzando una remoción casi total del Cd^{2+} presente en la solución como se muestra en la figura 8.

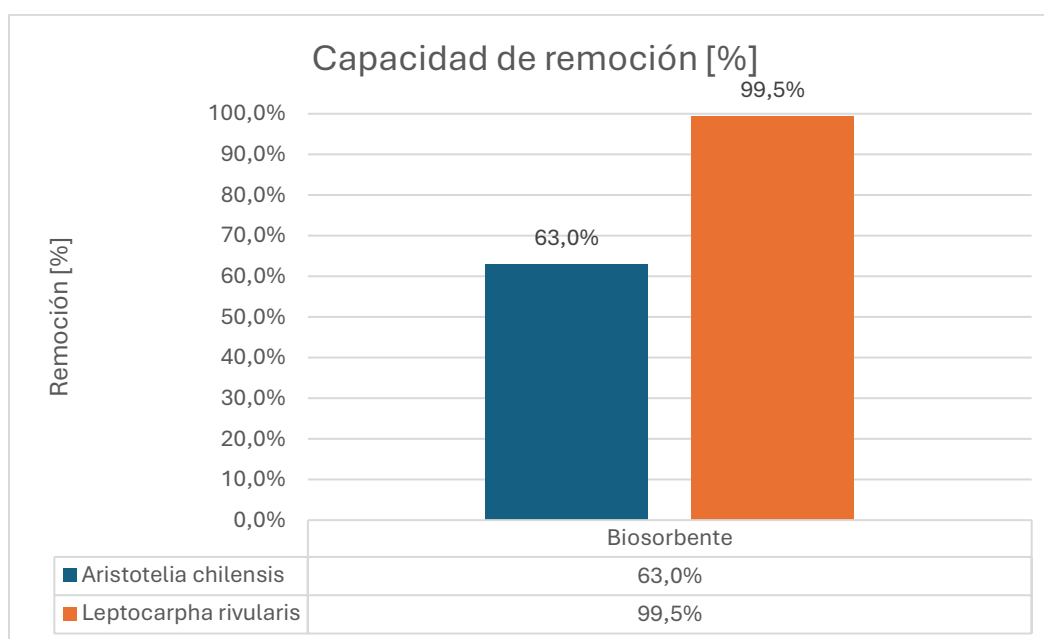


Figura 8 Capacidad de remoción de Cd^{2+} para cada biosorbente.

Finalmente, se observa que *Aristotelia chilensis* tiende a alcanzar la saturación más rápidamente en comparación con *Leptocarpha rivularis* (figura 9). Durante las 2 horas de experimento, *Aristotelia chilensis* alcanzó un 61,2 % de saturación, mientras que *Leptocarpha rivularis* apenas presentó una saturación del 1,7 %

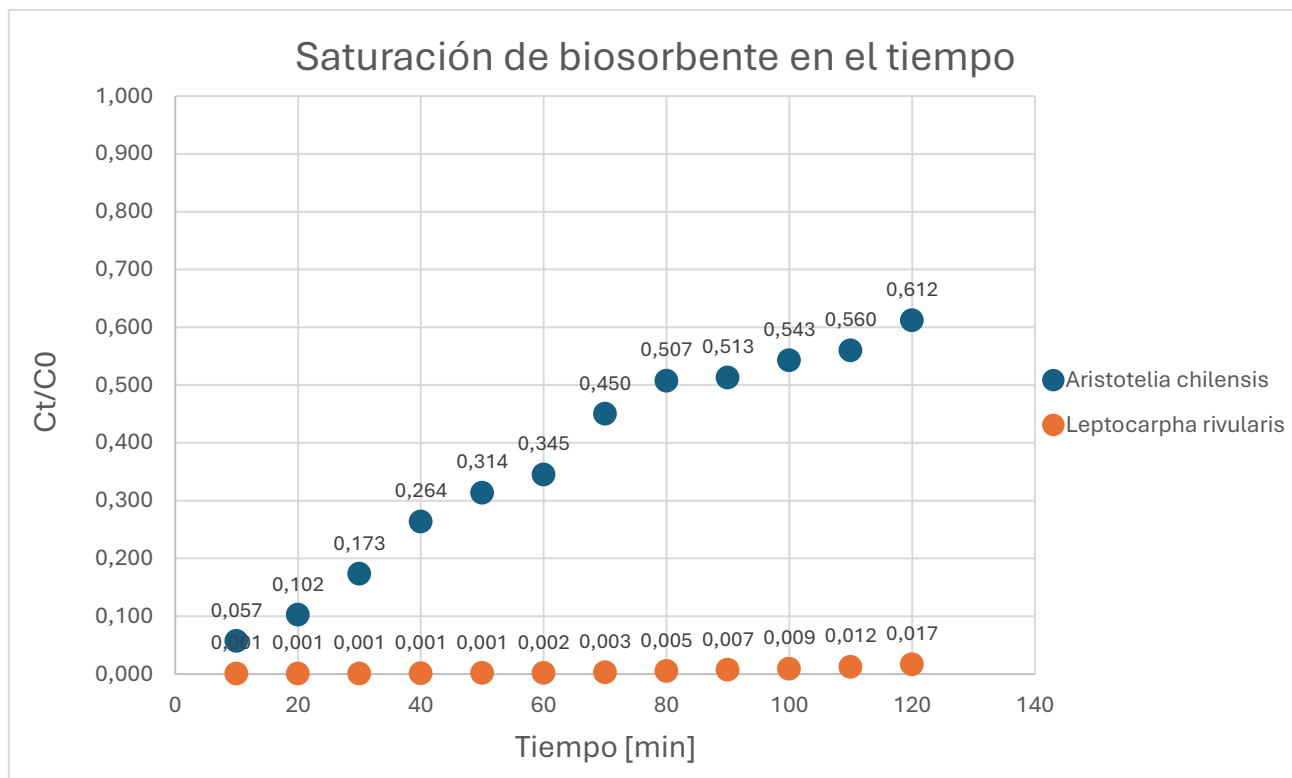


Figura 9 Saturación de biosorbente en el tiempo.

A partir de todos los resultados obtenidos, se elige la *Leptocarpus rivularis* para el resto de los estudios de biosorción.

5.2. Efecto de la concentración de la solución sintética en la biosorción

Para evaluar el efecto de la concentración de la solución sintética de Cd^{2+} en la biosorción en columna de lecho empacado, se trabajó bajo condiciones de operación similares a los experimentos anteriores. La principal diferencia fue la variación en el tiempo de operación, que se extendió a 6 horas, y en la concentración de entrada de la solución sintética, la cual se fijó en 50 y 100 [mg/L].

En la figura 10, se muestran los valores de saturación de la columna obtenidos de los experimentos.

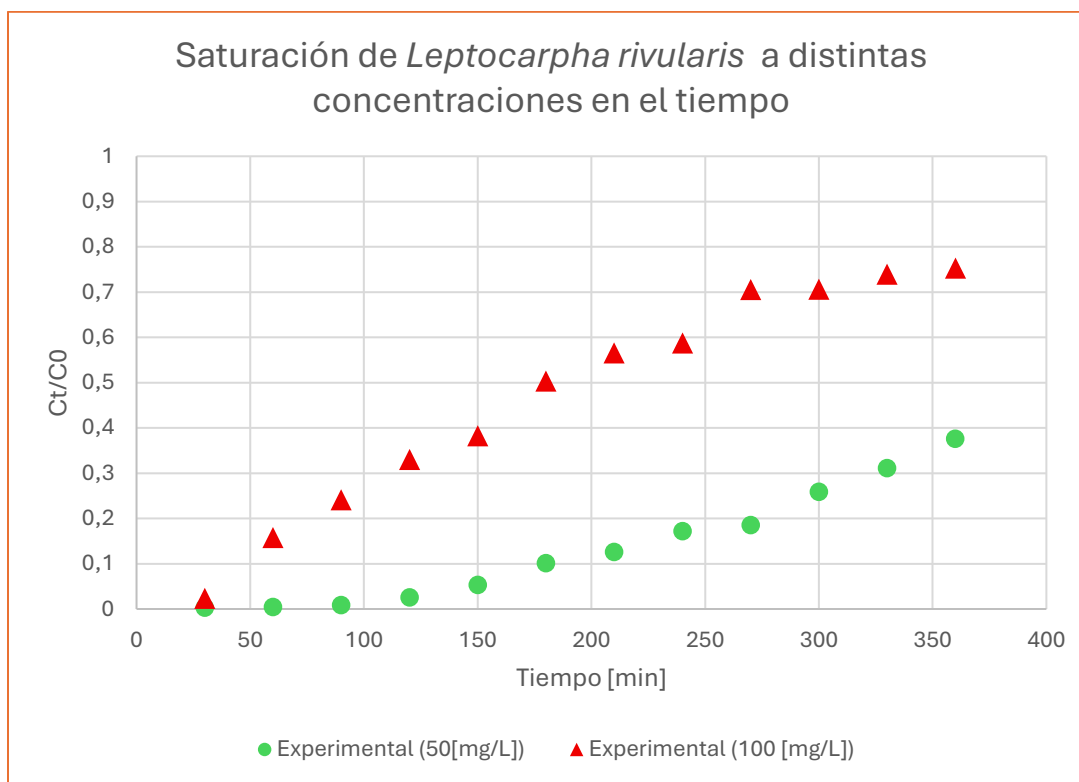


Figura 10 Saturación de biosorbente en distintas concentraciones de solución sintética en el tiempo

A partir de la Figura 10, se observa que la saturación del lecho ocurre más rápidamente cuando se utiliza una solución sintética con mayor concentración. En particular, el punto de ruptura se alcanza de forma más temprana con una concentración de 100 [mg/L]. En contraste, con una concentración de 50 [mg/L], la ruptura comienza de forma más gradual y se produce aproximadamente a los 150 minutos. Además, se puede notar una diferencia en la forma de las curvas: para 100 [mg/L], la curva comienza a estabilizarse, indicando que se ha removido casi todo lo que el biosorbente puede retener; mientras que para 50 [mg/L], la curva sigue aumentando, lo que indica que el proceso de saturación aún continúa.

Para la determinación de los parámetros característicos de los modelos teóricos aplicados al proceso, se emplearon técnicas de regresión lineal y no lineal, según cada modelo expresados en la tabla 15 y 16. Estos ajustes permitieron estimar la constante cinética, la capacidad de retención del biosorbente y predecir el punto de saturación. Para los modelos no lineales, se utilizó la herramienta SOLVER de Microsoft Excel, aplicando el método de resolución GRG Nonlinear, con el objetivo de minimizar la suma de los errores al cuadrado (SSE). La calidad

del ajuste obtenido se evaluó comparando los parámetros estadísticos descritos anteriormente en la sección 5.2.

Tabla 15 Parámetros de los modelos estudiados.

Modelo	Parámetros	C_0 [mg/L]	
		50	100
Adams-Bohart	K_{AB} [L/(mg*min)]	$2,63 \cdot 10^{-4}$	$6,51 \cdot 10^{-5}$
	N_0 [mg/L]	1136,030	1982,134
	R^2 ajustado	0,91	0,65
Thomas	K_{TH} [L/(mg*min)]	0,1877	0,0873
	q_0 [mg/g]	4,880	4,736
	R^2 ajustado	0,98	0,94
Yoon-Nelson	K_{YN} [1/min]	0,0165	0,0124
	t50 [min]	356,08	212,56
	R^2 ajustado	0,93	0,84
Dosis-Respuesta	q_0 [mg/g]	2,213	2,002
	a	3,134	2,908
	R^2 ajustado	0,73	0,96

Tabla 16 Parámetros estadísticos de los modelos estudiados.

Modelo	Parámetros estadísticos	C_0 [mg/L]	
		50	100
Adams-Bohart	SSE	2,70	3,49
	SCT	31,811	10,823
	χ^2	0,349	0,705
Thomas	SSE	0,003	0,034
	SCT	0,178	0,664
	χ^2	0,068	0,139
Yoon-Nelson	SSE	2,310	3,402

Dosis-Respuesta	SCT	37,241	23,248
	χ^2	0,400	2,267
	SSE	0,044	0,076
	SCT	0,178	2,045
	χ^2	0,342	0,241

Con los modelos teóricos planteados, se generaron las curvas de saturación para las concentraciones de 50 y 100 [mg/L] representados en la figura 11 y 12.

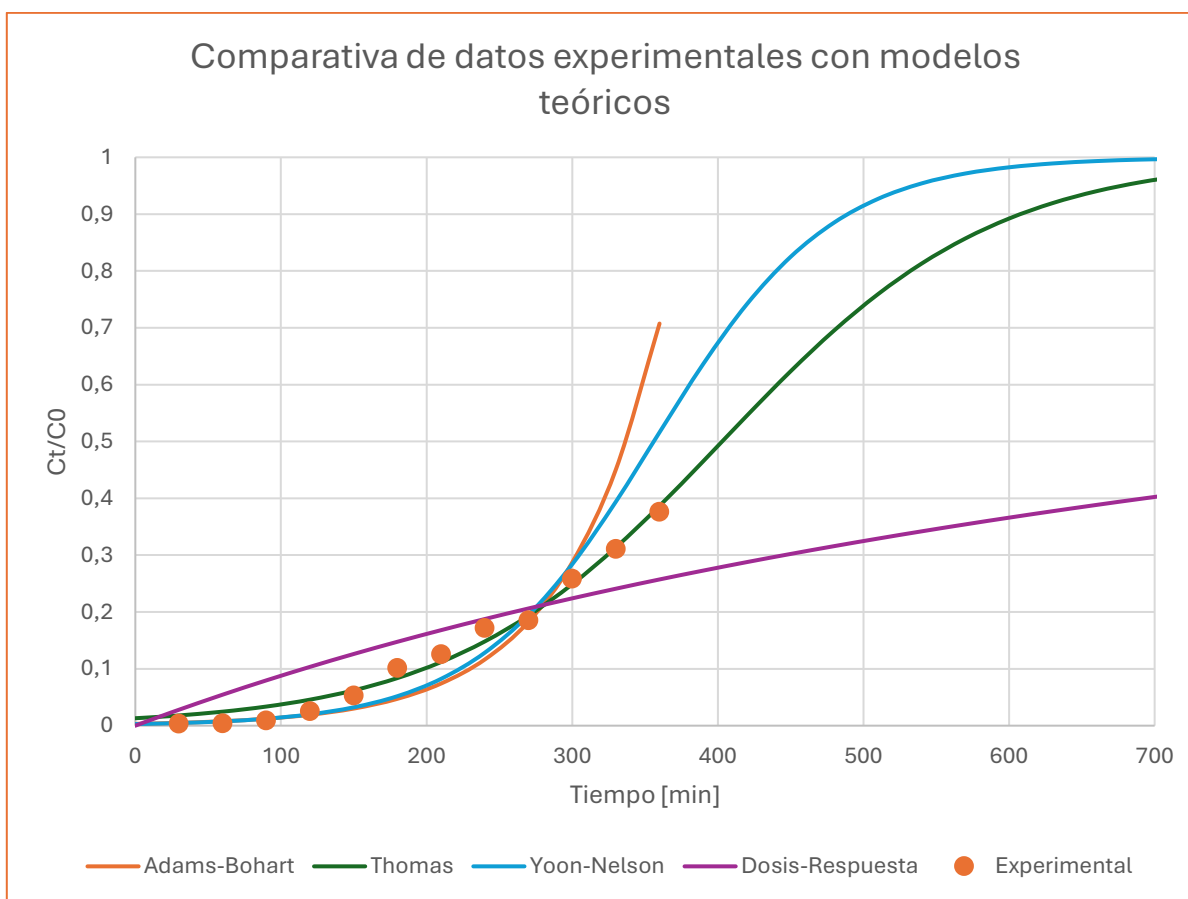


Figura 11 Comparativa de datos experimentales ($C_0=50$ [mg/L]) con modelos teóricos.

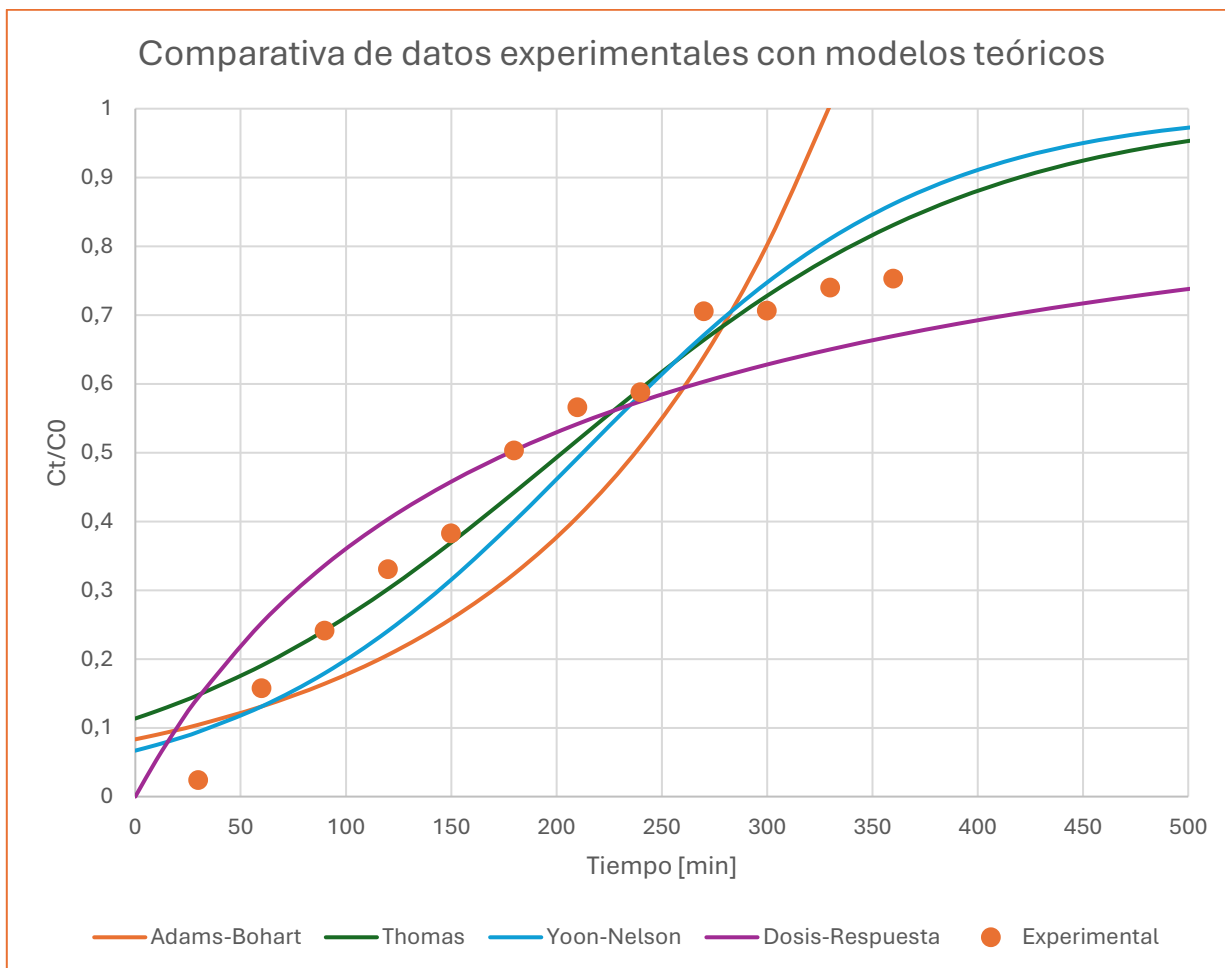


Figura 12 Comparativa de datos experimentales ($C_0=100[\text{mg/L}]$) con modelos teóricos.

Los datos experimentales obtenidos aplicando una concentración de 50 [mg/L] presentó un buen ajuste con el modelo de Adams-Bohart, especialmente en la etapa inicial del proceso, antes del punto de ruptura. Se obtuvo un coeficiente de determinación ajustado $R^2_{ajustado}$ de 0,92, lo que respalda su capacidad para describir adecuadamente esta fase. No obstante, el valor relativamente alto de SSE (2,70) indica ciertas desviaciones, atribuibles principalmente a la etapa final del proceso, donde el modelo tiende a perder precisión al acercarse a la saturación, evidenciando discrepancias más notorias con respecto a los datos experimentales, obteniendo para este caso un valor de constante cinética (K_{AB}) de $2,63 \cdot 10^{-4}$ [L/(mg*min)] y un N_0 de 1136,030 [mg/L]. En contraste, para la concentración de 100 [mg/L], el modelo no represento bien los datos experimentales, con un $R^2_{ajustado}$ de solo 0,75 y una SSE de 3,49, con valores de constante cinética y N_0 de



$6,51 \cdot 10^{-5}$ [L/(mg·min)] y 1982,134 [mg/L] lo que sugiere que en este caso el modelo no representa adecuadamente el comportamiento de la columna. Estas diferencias se aprecian claramente en la Figura 12.

Los datos experimentales obtenidos a una concentración de 50 [mg/L] mostraron un buen ajuste al modelo de Thomas, con un $R^2_{ajustado}$ de 0,98 y un bajo error SSE de 0,003. Los parámetros obtenidos fueron una constante cinética (K_{TH}) de 0,1877 [L/(mg·min)] y una capacidad de retención (q_0) de 4,880 [mg/g]. Para la concentración de 100 [mg/L], los datos experimentales presentaron buen ajuste con el modelo, con un $R^2_{ajustado}$ ajustado de 0,94 y un SSE de 0,034. Los valores estimados de K_{TH} y q_0 fueron de 0,0873 [L/(mg·min)] y 4,736 [mg/g], respectivamente, siendo esta última muy similar a la obtenida a menor concentración.

Para el modelo de Yoon-Nelson, aplicado a una concentración de 50 [mg/L], se observó que los datos experimentales se ajustaban adecuadamente al modelo, con un $R^2_{ajustado}$ de 0,93 y un valor de SSE de 2,310. Los parámetros obtenidos fueron una constante cinética (K_{YN}) de 0,0165 [1/min] y un tiempo característico (t_{50}) de 356,08 [min], correspondiente al instante en el que se alcanza el 50 % de saturación del biosorbente. Para la concentración de 100 [mg/L], el modelo no pudo representar, con un $R^2_{ajustado}$ de 0,84 y un SSE más elevado de 3,402. En este caso, K_{YN} disminuyó a 0,0124 [1/min] y t_{50} se redujo a 212,56 [min], indicando una saturación más rápida del lecho empacado ante una mayor concentración de entrada.

El modelo de Dosis–Respuesta aplicado a una concentración de 50 [mg/L] presentó un ajuste moderado, con un $R^2_{ajustado}$ de 0,73 y un SSE de 0,277. Los parámetros obtenidos fueron una capacidad de retención $q_0=2,213$ [mg/g] y un valor de $a=3,134$, que define la inclinación de la curva sigmoideal característica del modelo. Para la concentración de 100 [mg/L], el ajuste mejoró significativamente, alcanzando un $R^2_{ajustado}$ de 0,96 y un SSE de 0,063. En este caso, se determinó un $q_0=2,002$ [mg/g] y un valor de $a=2,908$, lo que indica una transición igualmente pronunciada pero ligeramente más suave que en la concentración menor. Aunque los valores de q_0 son inferiores respecto a los obtenidos por el modelo de Thomas, la mejora sustancial del ajuste a mayor concentración sugiere que el modelo Dosis–

Respuesta describe con mayor ajuste la cinética de saturación en condiciones de una mayor concentración de Cd^{2+} .

De los modelos de la figura 11 y 12, para $C_0=50$ [mg/L] se obtuvo el tiempo de ruptura (tr) al minuto 129 y el tiempo de saturación (ts) al minuto 608. Con respecto a $C_0=100$ [mg/L], se obtuvo el tiempo de ruptura (tr) al minuto 10 y el tiempo de saturación (ts) al minuto 420.

5.3. Comparación de los modelos cinéticos

Se compara el parámetro de capacidad de retención q_0 (si corresponde) para cada modelo obtenidos en la sección 6.2, respecto con los valores experimentales. La tabla 17 resume estos parámetros, además de incorporar la constante cinética para los modelos de Adams-Bohart, Thomas y Yoon-Nelson.

Tabla 17 Parámetros K y q_0 de los modelos con sus indicadores estadísticos.

Modelo	C_0 [mg/L]	Parámetros		SSE	$R^2_{ajustado}$	χ^2
Experimental	50	q_0 [mg/g]	3,84			
	100	q_0 [mg/g]	2,07			
Adams-Bohart	50	K_{AB} [L/(mg·min)]	$2,63 \cdot 10^{-4}$	2,70	0,91	0,349
	100	K_{AB} [L/(mg·min)]	$6,51 \cdot 10^{-5}$	3,49	0,65	0,705
Thomas	50	q_0 [mg/g]	4,880	0,003	0,98	0,068
		K_{TH} [L/(mg·min)]	0,1877			
	100	q_0 [mg/g]	4,736	0,034	0,94	0,139
		K_{TH} [L/(mg·min)]	0,0873			
Yoon-Nelson	50	K_{YN} [L/(mg·min)]	0,0165	2,310	0,93	0,400
	100	K_{YN} [L/(mg·min)]	0,0124	3,402	0,84	2,267
Dosis-Respuesta	50	q_0 [mg/g]	2,213	0,044	0,73	0,342
	100	q_0 [mg/g]	2,002	0,076	0,96	0,241

Dentro de los modelos de interés para la concentración C_0 de 50 [mg/L], el que mejor lo representa es el modelo de Thomas, con un $R^2_{ajustado}$ de 0,98 y valores bajos de SSE y χ^2 que



indica un buen ajuste del modelo teórico a los datos experimental, este tiene una constante cinética (K_{TH}) de 0,1877 [L/(mg·min)]. Para el caso de la concentración C_0 de 100 [mg/L] el modelo Dosis-Respuesta es el que mejor representa los datos experimentales, con un $R^2_{ajustado}$ de 0,96 y valores bajos de SSE y χ^2 que indica un buen ajuste del modelo teórico a los datos experimental, por otra parte, el modelo de Thomas también representa bien los datos experimentales, con un $R^2_{ajustado}$ de 0,94 y valores bajos de SSE y χ^2 , este tiene una constante cinética (K_{TH}) de 0,0873.

Para la concentración de entrada $C_0=50$ [mg/L], el modelo que mejor representa los datos experimentales es el modelo de Thomas, el cual presenta un $R^2_{ajustado}$ de 0,98, junto con valores bajos de SSE y χ^2 , lo que indica un excelente ajuste entre el modelo teórico y los datos experimentales. En este caso, la constante cinética obtenida (K_{TH}) fue de 0,1877 [L/(mg·min)].

Por otro lado, para una concentración de $C_0=100$ [mg/L], el modelo Dosis-Respuesta fue el que presentó el mejor ajuste, con un $R^2_{ajustado}$ de 0,96 y también bajos valores de SSE y χ^2 , lo que evidencia una alta concordancia con los datos experimentales. Sin embargo, el modelo de Thomas también mostró un buen desempeño bajo estas condiciones, alcanzando un $R^2_{ajustado}$ de 0,94, con SSE y χ^2 igualmente bajos, y una constante cinética K_{TH} de 0,0873 [L/(mg·min)].

6. Propuesta de escalamiento a nivel industrial

En esta propuesta se establece una concentración inicial de cadmio (Cd^{2+}) de 100 mg/L, valor que se encuentra dentro del rango típico reportado en aguas derivadas de actividades mineras, como efluentes metalúrgicos, drenajes ácidos o soluciones de lixiviación. Esta concentración es representativa de escenarios reales en contextos mineros, donde se han registrado niveles similares o superiores de cadmio en distintos tipos de aguas contaminadas (Gutiérrez et al., 2015; Yaciuk et al., 2022). Para efectos operativos, se propone un sistema de dos columnas en paralelo: una en funcionamiento y otra en mantenimiento para permitir el recambio del biosorbente sin interrumpir el tratamiento (proceso continuo).

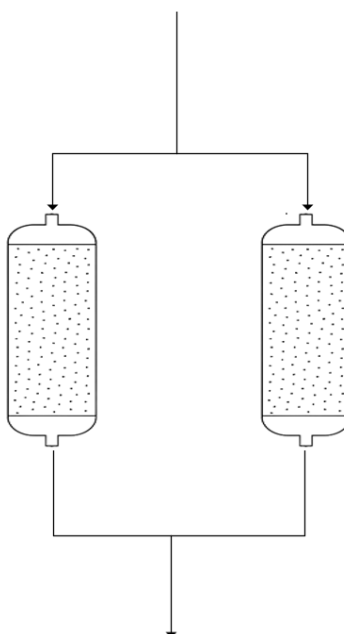


Figura 13 Configuración del sistema de escalamiento.

Para el dimensionamiento del sistema, se considera un caudal de referencia de 3,5 [L/s], equivalente a una fracción del flujo máximo reportado por Codelco División El Teniente, que según su sistema de recirculación operacional alcanza hasta 350 [L/s] en el manejo de aguas mina (Codelco, s. f.). Asimismo, se considera en este escalamiento una solución monocomponente, es decir, no existe otro componente aparte del Cd^{2+} que interfiera o compita por los sitios activos del biosorbente.



Con un flujo de 3,5 [L/s] operando durante 2 horas, el sistema trataría un volumen total de 25.200 litros. A una concentración de 100 [mg/L], el cadmio disuelto sería de:

$$Cd^{2+} \text{ disuelto} = 25200 [L] * 100 \left[\frac{mg}{L} \right]$$

$$Cd^{2+} \text{ disuelto} = 2520000 [mg] = 2,52 [kg]$$

Utilizando la capacidad de retención obtenida por el modelo de Thomas ($q_0=4,736$ mg/g), se calcula los kg de biosorbente vegetal (*Leptocarpha rivularis*) para retener esa masa de metal.

$$kg \text{ de biosorbente} = \frac{\text{masa de } Cd^{2+} [mg]}{q_0 \left[\frac{mg \text{ de } Cd^{2+}}{g \text{ biosorbente}} \right] * 1000 \left[\frac{g}{kg} \right]}$$

$$kg \text{ de biosorbente} = \frac{2520000 [mg]}{4,736 \left[\frac{mg}{g} \right] * 1000 \left[\frac{g}{kg} \right]}$$

$$kg \text{ de biosorbente} = 532,1 [kg]$$

A partir de la densidad aparente determinada en laboratorio (0,2578 [g/cm³]), se estima el volumen que ocuparía el biosorbente:

$$\text{Volumen empacado del lecho} = \frac{\text{masa biosorbente } [g]}{\rho_{\text{aparente del biosorbente}} \left[\frac{g}{cm^3} \right]}$$

$$\text{Volumen empacado del lecho} = \frac{532095 [g]}{0,2578 \left[\frac{g}{cm^3} \right]}$$

$$\text{Volumen empacado del lecho} = 2063984 [cm^3] = 2,06 [m^3]$$

Si se considerase una altura de empacado de 1 [m], suponiendo que los parámetros cinéticos y de capacidad de retención se mantienen, el diámetro requerido de una columna se calcula de la siguiente manera:

$$\text{Área cilindro} = \frac{\text{Volumen}}{\text{Altura}}$$



$$\text{Área columna} = \frac{2,06 [m^3]}{1 [m]}$$

$$\text{Área columna} = 2,06 [m^2]$$

Ocupando la formula para calcular el área de un cilindro tenemos que:

$$\text{Área cilindro} = \pi * \text{radio}^2$$

$$\text{Diámetro columna} = 2 * \sqrt{\frac{\text{Área columna}}{\pi}}$$

$$\text{Diámetro columna} = 1,62 [m]$$

Este valor resulta práctico a nivel industrial para una aplicación de biosorción a escala industrial, donde el proceso sería continuo.



7. Conclusiones y recomendaciones

En el presente estudio de biosorción de Cd^{2+} desde soluciones sintéticas empleando una columna de lecho empacado y un biosorbente elaborado a base de plantas endémicas de Chile, se determinó que ambos biosorbentes analizados (*Aristotelia chilensis* y *Leptocarpha rivularis*) presentan capacidad para remover Cd^{2+} . No obstante, *Leptocarpha rivularis* (comúnmente conocida como palo negro) demostró un desempeño superior en la remoción del metal pesado bajo condiciones operativas constantes, alcanzando una capacidad de retención de 1,306 [mg/g] y una eficiencia de remoción del 99,5% en solo 2 horas de operación. En comparación, *Aristotelia chilensis* alcanzó una remoción del 63% y una capacidad de retención de 1,76 [mg/g], además de evidenciar una saturación más rápida según su curva de ruptura.

En el análisis del efecto de la concentración inicial de Cd^{2+} utilizando *Leptocarpha rivularis*, se observó que una mayor concentración inicial ($C_0 = 100$ [mg/L]) resultó en una saturación más rápida del biosorbente en comparación con la concentración de 50 [mg/L]. Este comportamiento es consistente con la lógica del proceso, ya que una mayor carga de metal en el sistema acelera el agotamiento de los sitios activos de adsorción.

En cuanto a la modelación del proceso, el modelo de Thomas presentó el mejor ajuste para la biosorción, en donde, para una concentración de 50 [mg/L] se tuvo una constante cinética (K_{TH}) de 0,1877 [L/(min·mg)] y una capacidad de retención de 4,880 [mg/g], pudiéndose observar a simple vista que los datos experimentales se ajustan mejor al modelo, además, se obtuvo un $R^2_{ajustado}$ de 0,98 y bajos errores estadísticos ($SSE = 0,003$; $\chi^2 = 0,068$), lo que respalda la calidad del ajuste. Para la concentración de 100 [mg/L], se tuvo una capacidad de retención de 4,736 [mg/g], junto a una constante cinética (K_{TH}) de 0,0873 [L/(min·mg)], y errores bajos ($SSE = 0,034$; $\chi^2 = 0,139$).

Finalmente, se estimaron los tiempos característicos del proceso según el modelo de Thomas. Para $C_0 = 50$ [mg/L], el tiempo de ruptura (t_r) se obtuvo a los 129 minutos y el de saturación (t_s) a los 608 minutos. Para $C_0 = 100$ [mg/L], estos tiempos fueron de 10 minutos y 420 minutos respectivamente, reflejando una mayor exigencia sobre el lecho biosorbente con concentraciones más elevadas de cadmio.



En la propuesta de escalamiento para un sistema de dos columnas en paralelo, se consideró un flujo de 3,5 [L/s] y una concentración de 100 [mg/L] de Cd^{2+} . El dimensionamiento resultante arrojó una columna de lecho empacado con un diámetro de 1,62 [m] y una altura de 1 [m], lo que representa un diseño práctico y funcional para una aplicación de biosorción a escala industrial. Además, la configuración es compatible con un funcionamiento continuo y puede ser optimizada mediante un adecuado control del flujo y una correcta distribución del mismo dentro del lecho empacado.

En la propuesta de escalamiento para un sistema de 2 columnas en paralelo, se tuvo para un flujo de 25 [L/s] y una concentración de 100 [mg/L] de Cd^{2+} una columna de lecho empacado de dimensiones de 20,36 [m] de diámetro a una altura de 15 [cm] de empacado, siendo esta un valor poco práctico, por esto se sugiere evaluar distintas configuraciones del sistema de columnas, además de evaluar el empacado a diferentes alturas

Para futuras investigaciones, se sugiere profundizar en el estudio del efecto de distintos parámetros de operación en columnas de lecho empacado, tales como el tamaño de partícula del biosorbente, la altura del lecho y el caudal de alimentación. Asimismo, sería conveniente evaluar el impacto de aplicar pretratamientos al biosorbente, lo que podría mejorar su capacidad de remoción.

Por otro lado, se recomienda investigar la posibilidad de regeneración del biosorbente utilizado, con el fin de determinar su viabilidad en múltiples ciclos de uso, lo cual contribuiría a la sostenibilidad del proceso.

Desde el punto de vista experimental, se aconseja emplear una bomba peristáltica de bajo flujo en lugar de una bureta, ya que esta última genera un flujo no constante que varía según el nivel de llenado, lo cual puede introducir errores en los resultados y en el ajuste de los modelos teóricos.

Finalmente, es importante considerar la capacidad de expansión del biosorbente al humectarse, ya que este fenómeno puede disminuir el volumen libre dentro de la columna, generando posibles obstrucciones o alteraciones en la distribución del flujo, lo que afecta tanto el desarrollo del experimento como la calidad de los resultados obtenidos.



8. Referencias

- Abdi, O., & Kazemi, M. (2015). A review study of biosorption of heavy metals and comparison between different biosorbents. *Journal of Materials and Environmental Science*, 6, 1386-1399.
- Acharte, L., Enríquez, A., Quispealaya, L., & Asto, J. (2023). *Eficiencia de bioadsorción de vegetales silvestres sometidos a metales y metaloides contenidos en agua superficial* (1.^a ed.). Instituto Universitario de Innovación Ciencia y Tecnología Inudi Perú. <https://doi.org/10.35622/inudi.b.120>
- Acosta, I., Moctezuma-Zárate, M. D. G., Cárdenas, J. F., & Gutiérrez, C. (2007). Bioadsorción de Cadmio (II) en Solución Acuosa por Biomásas Fúngicas. *Información Tecnológica*, 18(1). <https://doi.org/10.4067/s0718-07642007000100003>
- Ahalya, N., Ramachandra, T. V., & Kanamadi, R. (2003). Biosorption of Heavy Metals. *Research Journal Of Chemistry And Environment*, 7.
- AHMED, S. B., DOBRE, T., KAMAR, F. H., & DELEANU, I. M. (2022). Biosorption of lead and cadmium onto hazelnuts shells in a fixed-bed column. *UPB Scientific Bulletin, Series B*, 84(3), 41-52.
- Ayach, J., El Malti, W., Duma, L., Lalevée, J., Al Ajami, M., Hamad, H., & Hijazi, A. (2024). Comparing Conventional and Advanced Approaches for Heavy Metal Removal in Wastewater Treatment: An In-Depth Review Emphasizing Filter-Based Strategies. *Polymers*, 16(14), 1959. <https://doi.org/10.3390/polym16141959>
- Babák, L., Šupinová, P., Zichová, M., Burdychová, R., & Vítová, E. (2013). Biosorption of Cu, Zn and Pb by thermophilic bacteria—Effect of biomass concentration on biosorption capacity. *Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis*, 60(5), 9-18. <https://doi.org/10.11118/actaun201260050009>
- BCN. (1998, julio 20). *Decreto 609*. <https://bcn.cl/25bcu>
- BCN. (2001, marzo 7). *Decreto 90*. <https://bcn.cl/2esfo>
- BCN. (2003, enero 17). *Decreto 46*. <https://bcn.cl/2f4xm>
- 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/10.1016/j.jhazmat.2009.06.082>



- Codelco. (s. f.). *Residuos Líquidos*. <https://www.codelco.com/sustentabilidad/medio-ambiente-y-territorio/residuos-liquidos>
- Cuizano, N., & Navarro, A. (2008). Biosorción de metales pesados por algas marinas: Posible solución a la contaminación a bajas concentraciones. *Anales de la Real Sociedad Española de Química*, ISSN 1575-3417, N°. 2, 2008, pags. 120-125, 104.
- Farias, J. P., Okeke, B. C., Demarco, C. F., Carlos, F. S., Da Silva, R. F., Da Silva, M. A., Quadro, M. S., Pieniz, S., & Andreazza, R. (2024). Cadmium Contamination in Aquatic Environments: Detoxification Mechanisms and Phytoremediation Approach. *Sustainability*, 16(22), 10072. <https://doi.org/10.3390/su162210072>
- Faroon, O., Ashizawa, A., Wright, S., Tucker, P., Jenkins, K., Ingerman, L., & Rudisill, C. (2012). *Toxicological Profile for Cadmium*. Agency for Toxic Substances and Disease Registry (US). <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/books/NBK158838/>
- Gadd, G. M. (2009). Biosorption: Critical review of scientific rationale, environmental importance and significance for pollution treatment. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, 84(1), 13-28. <https://doi.org/10.1002/jctb.1999>
- Gawas, A. S., Sutar, P. R., & Gokhale, J. S. (2025). Biosorption of Vanadium (V) and Chromium (VI) using abscised coconut leaves powder: Equilibrium and continuous packed bed column studies. *Environmental Chemistry and Ecotoxicology*, 7, 50-61. <https://doi.org/10.1016/j.enceco.2024.10.003>
- Genchi, G., Sinicropi, M. S., Lauria, G., Carocci, A., & Catalano, A. (2020). The Effects of Cadmium Toxicity. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(11), 3782. <https://doi.org/10.3390/ijerph17113782>
- Gupta, S., Sireesha, S., Sreedhar, I., Patel, C. M., & Anitha, K. L. (2020). Latest trends in heavy metal removal from wastewater by biochar based sorbents. *Journal of Water Process Engineering*, 38, 101561. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101561>
- Gutiérrez, C., Hansen, H. K., Hernández, P., & Pinilla, C. (2015). Biosorption of cadmium with brown macroalgae. *Chemosphere*, 138, 164-169. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.06.002>
- Hama Aziz, K. H., Mustafa, F. S., Omer, K. M., Hama, S., Hamarawf, R. F., & Rahman, K. O. (2023). Heavy metal pollution in the aquatic environment: Efficient and low-cost



- removal approaches to eliminate their toxicity: a review. *RSC Advances*, 13(26), 17595-17610. <https://doi.org/10.1039/D3RA00723E>
- Jafari, S. A., & Jamali, A. (2016). Continuous cadmium removal from aqueous solutions by seaweed in a packed-bed column under consecutive sorption-desorption cycles. *Korean Journal of Chemical Engineering*, 33(4), 1296-1304. <https://doi.org/10.1007/s11814-015-0261-1>
- Jaishankar, M., Tseten, T., Anbalagan, N., Mathew, B. B., & Beeregowda, K. N. (2014). Toxicity, mechanism and health effects of some heavy metals. *Interdisciplinary Toxicology*, 7(2), 60-72. <https://doi.org/10.2478/intox-2014-0009>
- Kapahi, M., & Sachdeva, S. (2019). Bioremediation Options for Heavy Metal Pollution. *Journal of Health and Pollution*, 9(24), 191203. <https://doi.org/10.5696/2156-9614-9.24.191203>
- Kapepula, V. L., & Luis, P. (2024). Removal of heavy metals from wastewater using reverse osmosis. *Frontiers in Chemical Engineering*, 6. <https://doi.org/10.3389/fceng.2024.1334816>
- Karna, N. K. (2013). *Modelación matemática del proceso de biosorción de Cromo+6 y Ni+2: Estudios en serie en columnas de lecho fijo con Bagazo de Caña de Azúcar*. [Universidad Central «Marta Abreu» de Las Villas]. <https://dspace.uclv.edu.cu/handle/123456789/2176>
- Lee, J.-W., Jo, A.-H., Kang, Y.-J., Lee, D., Choi, C.-Y., Kang, J.-C., & Kim, J.-H. (2024). Review of Cadmium Bioaccumulation in Fish Exposed to Cadmium. *Toxics*, 13(1), 7. <https://doi.org/10.3390/toxics13010007>
- Leiva Morey, F. A., Droppelmann Felmer, F. E., Salvadores Peña, T. I., & Tocol Peralta, M. A. (2019). *Manual de cultivo y manejo de Palo Negro (Leptocarpha rivularis)*. <https://bibliotecadigital.fia.cl/handle/20.500.11944/184518>
- Lim, A. P., & Aris, A. Z. (2014). Continuous fixed-bed column study and adsorption modeling: Removal of cadmium (II) and lead (II) ions in aqueous solution by dead calcareous skeletons. *Biochemical Engineering Journal*, 87, 50-61. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2014.03.019>



- Madela, M., & Skuza, M. (2021). Towards a Circular Economy: Analysis of the Use of Biowaste as Biosorbent for the Removal of Heavy Metals. *Energies*, 14(17), 5427. <https://doi.org/10.3390/en14175427>
- Martín Lara, M. Á. (2008). *Caracterización y aplicación de biomasa residual a la eliminación de metales pesados*. Granada: Universidad de Granada. <http://hdl.handle.net/10481/1906>
- Pabón, S. E., Benitez, R., Sarria-Villa, R. A., & Gallo, J. A. (2020). Contaminación del agua por metales pesados, métodos de análisis y tecnologías de remoción. Una revisión. *Entre Ciencia e Ingeniería*, 14, 9-18.
- Prihutami, P., Chaerun, R., Ohya, Y., Otake, T., Kikuchi, R., & Sato, T. (2024). Immobilization Forms of Cadmium and Mercury in a Potassium-Activated Metakaolin-Based Geopolymer. *Minerals*, 14(3), 311. <https://doi.org/10.3390/min14030311>
- Qasem, N. A. A., Mohammed, R. H., & Lawal, D. U. (2021a). Removal of heavy metal ions from wastewater: A comprehensive and critical review. *Npj Clean Water*, 4(1). <https://doi.org/10.1038/s41545-021-00127-0>
- Qasem, N. A. A., Mohammed, R. H., & Lawal, D. U. (2021b). Removal of heavy metal ions from wastewater: A comprehensive and critical review. *Npj Clean Water*, 4(1), 36. <https://doi.org/10.1038/s41545-021-00127-0>
- 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/10.1016/j.cej.2016.09.145>
- Riedemann, M. P., Teillier A., S., & Aldunate N., G. (s. f.). *Guía de campo: arbustos nativos ornamentales del Centro sur de Chile*. Corma.
- Salman, M., Athar, M., & Farooq, U. (2015). Biosorption of heavy metals from aqueous solutions using indigenous and modified lignocellulosic materials. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 14(2), 211-228. <https://doi.org/10.1007/s11157-015-9362-x>



- Sarria-Villa, R. A., Gallo-Corredor, J. S., & Benítez-Benítez, R. (2020). Tecnologías para remover metales pesados presentes en aguas. Caso Cromo y Mercurio. *Journal de Ciencia e Ingeniería*, 12(1), 94-109. <https://doi.org/10.46571/JCI.2020.1.8>
- Satya, A., Harimawan, A., Haryani, G. S., Johir, M. A. H., Nguyen, L. N., Nghiem, L. D., Vigneswaran, S., Ngo, H. H., & Setiadi, T. (2021). Fixed-bed adsorption performance and empirical modeling of cadmium removal using adsorbent prepared from the cyanobacterium *Aphanothece* sp. cultivar. *Environmental Technology & Innovation*, 21, 101194. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2020.101194>
- Shrestha, R., Ban, S., Devkota, S., Sharma, S., Joshi, R., Tiwari, A. P., Kim, H. Y., & Joshi, M. K. (2021). Technological trends in heavy metals removal from industrial wastewater: A review. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 9(4), 105688. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.105688>
- Sousa, F. W., Oliveira, A. G., Ribeiro, J. P., Rosa, M. F., Keukeleire, D., & Nascimento, R. F. (2010). Green coconut shells applied as adsorbent for removal of toxic metal ions using fixed-bed column technology. *Journal of Environmental Management*, 91(8), 1634-1640. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.02.011>
- Tejada-Tovar, C. N., Villabona-Ortiz, A., Alvarez-Bajaire, G., Jattin-Torres, L., & Granados-Conde, C. (2017). Influencia de la altura del lecho sobre el comportamiento dinámico de columna de lecho fijo en la biosorción de mercurio. *Tecnológicas*, 20, 71-81.
- Tejada-Tovar, C., Villabona-Ortiz, Á., & Garcés-Jaraba, L. (2015). Adsorción de metales pesados en aguas residuales usando materiales de origen biológico. *Tecnológicas*, 18, 109-123.
- Tejada-Tovar, C., Villabona-Ortiz, A., & González-Delgado, Á. (2022). Cement-Based Solidification/Stabilization as a Pathway for Encapsulating Palm Oil Residual Biomass Post Heavy Metal Adsorption. *Materials*, 15(15), 5226. <https://doi.org/10.3390/ma15155226>
- UNESCO. (2023). A/HRC/54/32: *El ejercicio de los derechos humanos por las personas que viven en la pobreza y el restablecimiento de la salud de los ecosistemas acuáticos: Dos desafíos convergentes Informe del Relator Especial sobre los derechos humanos al agua potable y al saneamiento* (p. 23). <https://www.oacnudh.org/wp->



content/uploads/2023/09/Informe-del-Relator-Especial-sobre-los-derechos-
humanos-al-agua-potable-y-al-saneamiento-Pedro-Arrojo-
Agudo.pdf#:~:text=por%20metales%20pesados%20y%20otros,iniciar%20un%20de
bate%20en%20la

Valdebenito R, G., & Aguilera F, M. (2013). *INFORMACIÓN TECNOLÓGICA DE PRODUCTOS FORESTALES NO MADEREROS DEL BOSQUE NATIVO EN CHILE*.

Valeriano Zapana, J. A. (2023). *EVALUACIÓN DE LA BIOSORCIÓN DE As (V), Pb (II) Y Cd (II) A PARTIR DE SOLUCIONES ACUOSAS DEL BIOSORBENTE DE HUESO DE ACEITUNA (Olea europaea L.) BAJO UN SISTEMA CONTINUO Y DISCONTINUO* [UNIVERSIDAD NACIONAL DE SAN AGUSTÍN DE AREQUIPA]. <https://hdl.handle.net/20.500.12773/16996>

Vera Cabezas, L. M., Centro de Estudios Ambientales, Universidad de Cuenca, Uguña Rosas, M. F., Centro de Estudios Ambientales, Universidad de Cuenca, Garcia Alvear, N., Centro de Estudios Ambientales, Universidad de Cuenca, Flores Zamora, M., Centro de Estudios Ambientales, Universidad de Cuenca, Brazales, D., & Centro de Estudios Ambientales, Universidad de Cuenca. (2018). MODELADO EN COLUMNA DE LECHO FIJO PARA LA BIOADSORCIÓN DE Cd^{2+} Y Pb^{2+} CON CÁSCARA DE CACAO. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 34(4), 611-620. <https://doi.org/10.20937/RICA.2018.34.04.05>

Vera, L. M., Bermejo, D., Uguña, M. F., Garcia, N., Flores, M., & González, E. (2018). Fixed bed column modeling of lead(II) and cadmium(II) ions biosorption on sugarcane bagasse. *Environmental Engineering Research*, 24(1), 31-37. <https://doi.org/10.4491/eer.2018.042>

Wang, Y., Lü, J., Feng, D., Guo, S., & Li, J. (2020). A Biosorption-Pyrolysis Process for Removal of Pb from Aqueous Solution and Subsequent Immobilization of Pb in the Char. *Water*, 12(9), 2381. <https://doi.org/10.3390/w12092381>

Yaciuk, P. A., Colombo, F., Lecomte, K. L., De Micco, G., & Bohé, A. E. (2022). Cadmium sources, mobility, and natural attenuation in contrasting environments (carbonate-rich and carbonate-poor) in the Capillitas polymetallic mineral deposit, NW Argentina.



Applied Geochemistry, 136, 105152.

<https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2021.105152>

Zabochnicka-Świątek, M., & Krzywonos, M. (2014). Potentials of biosorption and bioaccumulation processes for heavy metal removal. *Polish Journal of Environmental Studies*, 23(2).

Zewail, T. M., & Yousef, N. S. (2015). Kinetic study of heavy metal ions removal by ion exchange in batch conical air spouted bed. *Alexandria Engineering Journal*, 54(1), 83-90. <https://doi.org/10.1016/j.aej.2014.11.008>