



Instituto Tecnológico de Toluca

**“ADSORCIÓN EN CONTINUO DE METALES PESADOS EN SOLUCIÓN
MULTICOMPONENTE CON UN COMPÓSITO DE *Lemna gibba*
Y ALGINATO DE SODIO”**

**QUE PARA OBTENER EL GRADO DE MAESTRO
EN CIENCIAS EN INGENIERÍA AMBIENTAL**

**PRESENTA:
JUAN CARLOS CALIXTO MORENO
No. CONTROL:
M23280227**

**DIRECTOR DE TESIS:
DR. NICOLÁS FLORES ÁLAMO**

**CO-DIRECTOR:
DR. MARCOS JOSÉ SOLACHE RÍOS**

METEPEC, ESTADO DE MÉXICO, OCTUBRE DE 2025



Educación
Secretaría de Educación Pública



TECNOLÓGICO
NACIONAL DE MÉXICO



Instituto Tecnológico de Toluca
Comunicación y Difusión

Metepec, Edo. de México, 06/Octubre/2025
DEPI-3200-436/2025

DR. JORGE SÁNCHEZ JAIME
ENCARGADO DE LA JEFATURA DE LA DIVISIÓN
DE ESTUDIOS DE POSGRADO E INVESTIGACIÓN

P R E S E N T E

Por este medio comunicamos a usted que la comisión Revisora designada para analizar la tesis denominada "ADSORCIÓN EN CONTINUO DE METALES PESADOS EN SOLUCIÓN MULTICOMPONENTE CON UN COMPÓSITO DE LEMNA GIBBA Y ALGINATO DE SODIO", que como parte de los requisitos para obtener el grado académico de MAESTRO en Ciencias en Ingeniería Ambiental presenta el C. JUAN CARLOS CALIXTO MORENO con número de control M23280227 para sustentar el acto de Recepción Profesional, ha dictaminado que dicho trabajo reúne las características de contenido y calidad para proceder a la impresión del mismo.

A T E N T A M E N T E

DR. NICOLÁS FLORES ÁLAMO
DIRECTOR DE TESIS

DR. MARCOS JOSÉ SOLACHE RÍOS
CODIRECTOR DE TESIS

DR. FREDY CUELLAR ROBLES
REVISOR DE TESIS

DRA. MARÍA DEL CARMEN CARREÑO DE LEÓN
REVISORA DE TESIS

ccp. Archivo
J53/mcci



2025
Año de
La Mujer
Indígena

Av. Tecnológico S/N, Col. Agrícola Bellavista, Metepec, Edo. de México,
C.P. 52149, Tels. Dirección: 7222087205, Conmut.: 7222087200
e-mail: info@toluca.tecnm.mx | tecnm.mx | toluca.tecnm.mx





Educación
Secretaría de Educación Pública



TECNOLÓGICO
NACIONAL DE MÉXICO



Instituto Tecnológico de Toluca
Comunicación y Difusión

Metepec, Edo. de México, **07/Octubre/2025**
DEPI-3200-547/2025

JUAN CARLOS CALIXTO MORENO
CANDIDATO AL GRADO DE MAESTRO
EN CIENCIAS EN INGENIERÍA AMBIENTAL

PRESENTE

De acuerdo con los Lineamientos para la Operación de los Estudios de Posgrado en el Tecnológico Nacional de México y las disposiciones en este Instituto, habiendo cumplido con todas las indicaciones que la Comisión Revisora realizó con respecto a su Trabajo de Tesis titulado **"ADSORCIÓN EN CONTINUO DE METALES PESADOS EN SOLUCIÓN MULTICOMPONENTE CON UN COMPÓSITO DE LEMNA GIBBA Y ALGINATO DE SODIO"**, la División de Estudios de Posgrado e Investigación de este Instituto, concede la Autorización para que proceda al envío del trabajo final vía correo Institucional.

Sin más por el momento, quedo de usted.

ATENTAMENTE

Excelencia en Educación Tecnológica®
"Educación, integridad y ciencia"

JORGE SÁNCHEZ JAIME
ENCARGADO DE LA JEFATURA DE LA DIVISIÓN
DE ESTUDIOS DE POSGRADO E INVESTIGACIÓN



ccp. Archivo
JSJ/mccl



2025
Año de
La Mujer
Indígena

Av. Tecnológico S/N, Col. Agrícola Bellavista, Metepec, Edo. de México,
C.P. 52149, Tels. Dirección: 7222987205, Conmut.: 7222987200
e-mail: info@toluca.tecnm.mx tecnm.mx | toluca.tecnm.mx



AGRADECIMIENTOS

De manera especial a mis asesores: *Dr. Nicolás Flores Alamo, Dra. María del Carmen Carreño de León y Dr. Fredy Cuellar Robles* por darme la confianza, el servicio de profesionalismo y la paciencia en el desarrollo de este trabajo, estén seguros que cada uno, ha dejado una huella importante en lo personal y profesional en el área de la investigación.

Al *Dr. Marcos José Solache Ríos* que como asesor perteneciente al ININ, sembró también en mi persona, una invaluable enseñanza a lo largo de este proyecto; sin duda alguna, su nombre en este trabajo dará el realce a las expectativas de colaboración en futuros proyectos.

También, al TecNM – Campus Toluca por la oportunidad de ser orgullosamente Halcón y haber sido reconocido con el mejor promedio de aprovechamiento académico en septiembre de 2024.

Al CONAHCyT por la oportunidad de haber sido beneficiado con la beca económica en la elaboración de este proyecto de investigación.

Además, al Instituto Nacional de Investigaciones Nucleares (ININ) por las facilidades brindadas sobre los Estudios y Tesis de Maestría, relacionados a este trabajo.

DEDICATORIA

A mi mamá Clemencia; a mis hermanas: Adriana y Fabiola y sobrinas: Aglae, Mexli y Kineret, con amor, afecto y cariño a cada una de ustedes y espero que este resultado sea una inspiración en cada proyecto de vida como parte de los grandes momentos de dicha y felicidad, gracias.

Al Dr. Hum. Omar López G., por todo este tiempo de acompañamiento y enseñanza incondicional, sin duda alguna, aún un largo camino que recorrer, gracias por todo.

Mis compañeras y amigas: Gabriela Cejudo, Diana Bracamontes y Maricela Villafaña con quienes tuve momentos de aprendizaje y esparcimiento en esta etapa de mi vida, gracias también.

A quienes han sido mis alumnos en las diversas instituciones donde he colaborado, una fuente de inspiración para el desempeño docente.

RESUMEN

La detección de metales pesados en aguas de tipo industrial ha sido el resultado de las actividades antropogénicas que ha dado lugar a desarrollar diferentes tratamientos para disminuir y/o eliminar estos contaminantes. Los procesos de adsorción en el tratamiento de aguas residuales han tenido relevancia en la investigación científica, dando oportunidad al uso de adsorbentes de origen natural y cuyas propiedades físicas y químicas se pueden aprovechar para remover elementos o compuestos, lo que permite establecer las condiciones de diseño y operación.

En este proyecto de adsorción en continuo de una solución multicomponente de metales pesados, se empleó un compósito sintetizado y caracterizado por FTIR, TGA - DSC, SEM-EDS y BET.

Las perlas de compósito previamente hidratadas se empacaron en una columna por donde se hizo pasar la solución de concentraciones iguales a 10 mg/L de Pb (II), Cu (II), Zn (II) y Cr_{tot}; las condiciones de operación en continuo fueron: alturas de 4 y 8 cm del lecho empacado, con flujo ascendente de 1.3 mL/min, pH de la solución a 4.6 y 5.1 y, por absorción atómica se determinaron las concentraciones de los metales pesados.

Los resultados de adsorción mostraron las curvas de ruptura definidas para los cuatro iones metálicos en estudio y a partir de los minutos diez y veinte se observaron los puntos de ruptura. Esto se debió a que la adsorción del Pb (II) fue el primer componente adsorbido en este sistema, con los valores de pH y alturas de lecho establecidos. La interacción de iones metálicos fue en el siguiente orden: Cr_{tot} > Cu (II) > Zn (II) > Pb (II) lo que permitió establecer que el ion menos selectivo fue Pb (II) y el Cr_{tot} como más selectivo. Los resultados mostraron que con las condiciones dadas se cumplen con los parámetros de descarga en aguas residuales por la normatividad mexicana.

Las pruebas de desorción mostraron que la regeneración no fue completa con las condiciones experimentales. A pesar de que la concentración de los metales pesados disminuyó, se propone aumentar la concentración a 1 M de la solución de ácido nítrico.

Los resultados revelaron que el adsorbente es efectivo en la remoción de Pb (II), Cu (II), Zn (II), y Cr_{tot} para un sistema de columna.

ABSTRACT

The detection of heavy metals in wastewater has been a result of anthropogenic activities, and this has been to the development of various treatments to reduce and/or eliminate these pollutants. Adsorption processes for wastewater treatment have been relevant in scientific research, leading to the use of naturally occurring adsorbents whose physical and chemical properties can be used to remove pollutants.

In this research a multicomponent heavy metal solution and a composite was synthesized and characterized by FTIR, TGA, DSC, SEM, EDS, and BET.

The pre-hydrated composite beads were packed into a column and a multicomponent solution of 10 mg/L of Pb (II), Cu (II), Zn (II), and Cr_{tot} was passed through the column. The packed bed columns were of 4 and 8 cm heights, the flow was upward of 1.3 mL/min, pH of solution de 4.6 and 5.1 and the metal concentrations were determined by atomic absorption spectroscopy.

The adsorption results showed defined breakthrough curves for the four metal ions under study; the breakthrough points were reached in 20 minutes or longer. It was found that the adsorption of Pb (II) occurred first in this system, with pH values and bed heights established. The interaction of metal ions was in the following order: Cr_{tot} (II) > Cu (II) > Zn (II) > Pb (II); Pb (II) was the least selected ion, and Cr_{tot} the most selected one. The results showed that the diluted wastewater from the column met the permissible limits established by Mexican regulations.

The desorption tests showed that regeneration was not completed in the experimental conditions. Although the heavy metal concentrations in the adsorbent decreased, it would be desirable to increase the concentration to 1 M of the nitric acid solution.

The results showed that the adsorbent is effective to remove Pb (II), Cu (II), Zn (II), and Cr_{tot} in a column system.

CONTENIDO

Resumen	vi
Abstract	vii
Índice de figuras	x
Índice de tablas	xi
Introducción	1
1. Fundamentos	2
1.1 Contaminación del agua por metales pesados y efectos adversos a la salud	4
1.2 Metales pesados.	5
1.3 Tratamiento de aguas residuales en la remoción de metales pesados	5
1.4 Materiales en los procesos de adsorción	6
1.4.1 Alginato de sodio	7
1.4.2 <i>Lemna gibba</i>	7
1.5 Métodos de caracterización de materiales	8
1.5.1 Microscopía electrónica de barrido y espectroscopía electrónica dispersiva (SEM – EDS)	8
1.5.2 Espectroscopía de infrarrojo por transformada de Fourier (FTIR)	8
1.5.3 Termogravimetría y calorimetría (TGA – DSC)	8
1.5.4 Análisis BET	9
1.5.5 Absorción atómica como método de cuantificación	9
1.6 Adsorción y modelos matemáticos de estudio	9
1.7 Sistemas multicomponentes	12
1.8 Normatividad	13
2. Método	14
2.1 Acondicionamiento del material	15
2.2 Síntesis de las perlas de compuesto AL: LG	15
2.3 Caracterización de los materiales	16
2.4 Preparación de la columna	16
2.5 Análisis de los ciclos de adsorción del sistema en continuo y pruebas de regeneración	17
2.6 Determinación de la influencia de la altura del lecho empacado y velocidad de flujo	17

3.	Resultados y discusión	18
3.1	Espectroscopía Infrarroja por transformada de Fourier	18
3.2	Termogravimetría	20
3.3	Calorimetría	21
3.4	Microscopía electrónica de barrido y espectroscopía dispersiva de energía	22
3.5	Análisis BET	25
3.6	Procesos de adsorción	25
3.7	Procesos de desorción	34
4.	Conclusiones	37
5.	Referencias	38

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.1	Curvas de ruptura para un sistema de tres componentes con sobreposición de zonas de transferencia de masa	12
Figura 1.2	Curvas de ruptura para un sistema de tres componentes	13
Figura 2.1	Diagrama de flujo del método	14
Figura 3.1	Espectro IR de <i>Lemna gibba</i> con pretratada y seca	18
Figura 3.2	Espectro IR de perlas de compósito y perlas de compósito saturado	19
Figura 3.3	Comparativo de termogramas de <i>Lemna gibba</i> y perlas de compósito	20
Figura 3.4	Calorimetría diferencial de barrido de <i>Lemna gibba</i> y perlas de compósito	21
Figura 3.5	Espectro de análisis EDS de <i>Lemna gibba</i>	22
Figura 3.6	Micrografías de perlas de compósito x55 y x1000	23
Figura 3.7	Micrografías de una fracción de perla de compósito x55 y x500	23
Figura 3.8	Análisis EDS y micrografía de la fracción de perla	24
Figura 3.9	Análisis EDS de perlas de compósito después del proceso de adsorción	24
Figura 3.10	Micrografías de perlas de compósito x200 y x500	25
Figura 3.11	Curvas de ruptura a pH = 4.68 y 4 cm de altura de lecho empacado	26
Figura 3.12	Curvas de ruptura a pH = 5.01 y 4 cm de altura de lecho empacado	27
Figura 3.13	Curvas de ruptura a pH = 4.64 y 8 cm de altura de lecho empacado	29
Figura 3.14	Curvas de ruptura a pH = 5.14 y 8 cm de altura de lecho empacado	31
Figura 3.15	Curvas de concentración de la desorción de la columna, saturada con la solución multicomponente a pH = 4.64 y 4 cm de altura de lecho	35
Figura 3.16	Curvas de concentración de la desorción de la columna, saturada con la solución multicomponente a pH = 5.01 y 8 cm de altura de lecho	36

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1.1	Metales pesados, procedencia y efectos en la salud	4
Tabla 1.2	Algunos metales pesados en su forma natural	5
Tabla 1.3	Comparación de tratamientos de aguas residuales para la remoción de metales pesados	6
Tabla 3.1	Composición elemental de <i>Lemna gibba</i>	22
Tabla 3.2	Parámetros obtenidos del tratamiento de los datos experimentales con diferentes modelos matemáticos de la figura 3.11	26
Tabla 3.3	Parámetros obtenidos del tratamiento de los datos experimentales con diferentes modelos matemáticos de la figura 3.12	28
Tabla 3.4	Parámetros obtenidos del tratamiento de los datos experimentales con diferentes modelos matemáticos de la figura 3.13	30
Tabla 3.5	Parámetros obtenidos del tratamiento de los datos experimentales con diferentes modelos matemáticos de la figura 3.14	31
Tabla 3.6	Datos para el cálculo de la fuerza iónica de la solución multicomponente	33

INTRODUCCIÓN

En este trabajo se diseñó el estudio del proceso de adsorción en continuo de metales pesados de una solución multicomponente con un compósito de perlas de *Lemna gibba* y alginato de sodio.

Los trabajos que anteceden este proyecto, se enfocan a investigaciones de procesos en continuo y sobre los materiales como *Lemna gibba* y alginato de sodio. Seguido de los fundamentos en relación a la contaminación con metales pesados en aguas residuales y las distintas alternativas de tratamientos. También se abordan los principios de los métodos de caracterización de materiales: FTIR, DSC, TGA, SEM, EDS y BET. Los modelos matemáticos aplicados en los procesos de adsorción fueron los siguientes: Thomas, Yoon – Nelson y Adams Bohart.

Posteriormente en el método se detallan las etapas de pretratamiento del material de *Lemna gibba* y la síntesis para la obtención de las perlas de compósito, así como las condiciones de la columna como altura de lecho, la preparación de la solución multicomponente, velocidad y tipo de flujo y con ello se realizaron las pruebas de ciclos de adsorción – desorción. Las muestras obtenidas se analizaron por el método de espectrofotometría de absorción atómica, se calcularon las concentraciones y se elaboraron las curvas de ruptura de C_i/C_0 vs tiempo. En las etapas de desorción se sometió el material con las mismas condiciones del proceso de adsorción y se empleó una solución de ácido nítrico 0.1 M.

En los resultados y discusión se reportan los espectros infrarrojos de los materiales de *Lemna gibba* y perlas de compósito, las micrografías con la descripción de la morfología observada, los diagramas termogravimétricos y calorimétricos, los espectros y análisis elemental por EDS, las gráficas de curvas de ruptura y las gráficas de desorción, donde se hizo un análisis de los comportamientos.

Finalmente se establecieron las conclusiones de este trabajo, además de algunas recomendaciones que podrían ser útiles para la continuidad de este estudio.

1. FUNDAMENTOS

Ben Amar M. *et al.*, (2024) estudiaron dos casos específicos de soluciones multicomponentes con un adsorbente de cáscara de piña de conífera en columna de lecho empacado; la primera prueba fue a partir de una solución ternaria de Cu (II), Cd (II) y Pb (II) con concentraciones de 50 y 100 mg/L; el Pb (II) presentó mayor afinidad y mayor tiempo de agotamiento, seguido de Cu (II) y Cd (II), sin embargo, el consumo de Pb (II) fue solo de 23.8 mg/g, más bajo que en una prueba de adsorción de un solo metal, mostrando que la competitividad entre metales impacta sobre el diseño de las condiciones dinámicas de adsorción. La segunda prueba consistió en una solución de Cu (II), Ni (II) y Cr (VI) con 20, 100 y 30 mg/L respectivamente, las capacidades de adsorción fueron 10.34 y 13.41 mg/g para Cu (II) y Ni (II) respectivamente y se obtuvo una selectividad en el orden Cu (II) > Cr (VI) > Ni (II), donde el Cu (II) fue de mayor afinidad al material adsorbente que el Ni (II) siendo éste último el que resultó desplazado de acuerdo a la curva de ruptura obtenida.

Gutiérrez-López *et al.*, (2020) realizaron estudios para la remoción de Pb (II) en columna con perlas de compósito de AL:ZMR (alginato de sodio y *Zea mays rachis*), con concentraciones de 10 y 30 mg/L, alturas de lecho de 2, 4 y 6 cm; los parámetros más importantes de las curvas de ruptura fueron el tiempo de saturación (t_{sat}) y la capacidad de adsorción (q_e), determinadas a la concentración de 10 mg/L con valores de 52.67, 53.03 y 44.99 mg/g a los tiempos de saturación de 3706, 4290 y 6115 min respectivamente; y para la concentración de 30 mg/L las capacidades de adsorción fueron de 54.25, 29.16 y 30.18 mg/g a los tiempos de saturación de 1308, 1564 y 2491 min respectivamente; lo que indicó que la capacidad de adsorción y el tiempo de saturación disminuyeron.

Carreño-de-León *et al.*, (2019) estudiaron el comportamiento de la remoción de Pb (II) en aguas residuales con un compósito sintetizado de alginato de sodio – *Zea mays rachis* (AL:ZMR) a diferentes proporciones de los dos materiales y se determinó que la relación 1:2 fue la óptima para remover Pb (II) con un resultado de 96% del ion metálico a pH de 5 y, mediante el análisis FTIR se identificaron la presencia de los grupos funcionales en el material adsorbente resultado de la interacción con los iones de Pb (II).

Mamani *et al.*, (2019) utilizaron *Lemna gibba* para preparar carbón activado (recolectada del lago Titicaca, Perú). La muestra residual contenía metales como: arsénico, zinc, cobre, hierro, cromo, mercurio, níquel, cadmio y plomo de la zona minera de la provincia de San Antonio, la cual fue tratada por adsorción en batch y continuo. Los resultados mostraron en el primer proceso, un porcentaje de remoción para cada ion metálico: Hg (99.34%) > Fe (97.62%) > Cu (89.13%) > Pb (85.88%) > Cd (61.72%) > Ni (6.84%) y en columna: Hg (99.34%) > As (91.45%) > Fe (85.48%) > Cu (79.29%) > Ni (28.04%); por lo que concluyeron que las propiedades dadas en los adsorbentes del carbón activado como superficie, porosidad, pH de la solución; además de recomendar la temperatura como un parámetro adicional de estudio, favorecieron la adsorción.

Miranda y Quiroz (2013) en el bioensayo con efecto de fotoperiodo se comprobó que la planta de *Lemna gibba* es tolerante a la toxicidad del Pb (II), con un tiempo de remoción en el agua de tres días, lo que da oportunidad para hacer uso de esta especie acuática en el tratamiento terciario en aguas residuales.

1.1 Contaminación del agua por metales pesados y efectos adversos a la salud

La contaminación ambiental causada por las actividades antropogénicas sigue siendo una problemática en los últimos tiempos. El concepto de contaminación ambiental está referido al déficit de los procesos ambientales en la atmósfera, suelo o sistemas acuáticos. Además, los metales pesados presentes se definen como sustancias que contribuyen a la contaminación ambiental, por ejemplo, el cobre y cadmio que a ciertas concentraciones son tóxicos y deterioran el ambiente (Mahbashi – N.A *et al.*, 2022).

Como se ha mencionado, los metales pesados presentes en aguas residuales resultan de las actividades de la industria como: cromado y galvanoplastia, fabricación de baterías, pesticidas, industria minera, procesos de enjuagues metálicos, industria textil, fundición de metales, petroquímica, manufactura del papel y aplicaciones de electrólisis. Entre los metales más comunes se encuentran mercurio, plomo, cromo, zinc, níquel, cadmio, cobre y arsénico. A pesar de que estos metales pueden ser detectados en trazas, aún pueden resultar peligrosos (Qasem *et al.*, 2021). La tabla 1.1 muestra algunos metales pesados, su procedencia y sus efectos en la salud.

Tabla 1.1 Metales pesados, procedencia y efectos en la salud.

Metal pesado común	Fuentes principales	Principales órganos y sistemas afectados
Plomo (Pb)	Baterías con base de plomo, soldadura, aleaciones, revestimiento de cables con pigmentos, esmaltes y estabilizadores de plástico.	Huesos, hígado, riñones, cerebro, pulmones, bazo, sistemas inmunológico, hematológico, cardiovascular y reproductivo.
Cobre (Cu)	Sistemas de tuberías corroídas, industria de electrónicos y cables	Cornea, hígado, cerebro, riñones, sistemas como gastrointestinal, inmunológico, hematológico y pulmones
Zinc (Zn)	Revestimiento de latón, productos de goma, algunos cosméticos y desodorantes en aerosol	Espasmos estomacales, irritaciones en la piel, vómito, náusea, anemia y convulsiones.
Cromo (Cr)	Acero, fábrica de celulosa	Piel, pulmones, riñones, hígado, cerebro, páncreas, gusto, sistema gastrointestinal y sistema reproductivo.

Fuente: Con información de Qasem *et al.*, 2021

Dongxiao *et al.*, (2019) estipulan que, de acuerdo al reporte del Programa de Desarrollo de las Naciones Unidas, sólo un tercio de la población mundial puede limpiar sus aguas y la mayor contaminación se debe a los iones de metales.

1.2 Metales pesados.

De acuerdo a Londoño – Franco *et al.*, (2016), definieron que los metales pesados son aquellos elementos de alta densidad (4 g/cm^3 o más) y tóxicos a concentraciones bajas. En general son perjudiciales cuando se presentan en mayor concentración, otros son esenciales en la dieta humana. Los metales pesados no pueden ser degradados, cuando están disueltos por la presencia de agentes físicos y químicos pueden convertirse en lixiviados; algunos pueden formar complejos solubles y ser distribuidos en los ecosistemas pudiendo entrar en la cadena trófica de los sistemas bióticos y abióticos. La tabla 1.2 proporciona información general sobre el estado natural del plomo, cobre, zinc y cromo.

Tabla 1.2 Algunos metales pesados en su forma natural

Metal	Estado natural y procedencia
Cromo	Este elemento se encuentra en diferentes formas de acuerdo a su estado de oxidación en estado líquido, sólido o gaseoso, las formas predominantes son Cr (0), Cr (III) y Cr (VI) siendo este último el más tóxico.
Cobre	La mayor parte se obtiene de la calcocita, covelita, calcopirita, bornita y enargita, de algunos compuestos del sector industrial, siendo el más común sulfato de cobre. Además, el cobre es un micronutriente esencial y una de las finalidades es que produce una elevada actividad metabólica.
Plomo	Se encuentra en minerales que contienen uranio y torio, proveniente de la división radiactiva. Los minerales comerciales contienen entre 3 y 10% de este metal.
Zinc	Se caracteriza por ser un elemento predominante en la naturaleza que representa el 0.012% de la corteza terrestre.

Fuente: Con información de Londoño – Franco *et al.*, (2016)

1.3 Tratamientos de aguas residuales en la remoción de metales pesados

En el trabajo de T. A. Saleh *et al.*, (2022) se realizó una revisión sobre las técnicas para remover metales pesados a partir del tratamiento de aguas residuales y en la tabla 1.3 se muestra información sobre diversos tratamientos para este tipo de contaminantes, así como las ventajas y desventajas.

Tabla 1.3 Comparación de tratamientos en aguas para la remoción de metales pesados

Técnicas de tratamiento de agua	Ventajas	Desventajas
Fotocatálisis	Efectividad a escala de laboratorio, no produce lodos, remoción instantánea de metales y contaminantes orgánicos.	Aplicaciones limitadas, tiempos largos, requerimientos de O ₂
Flotación	Se aplican burbujas para separar sólidos dispersos de la fase líquida.	Altos costos de mantenimiento y operación
Precipitación química	Económico, simple de operar, remoción de varios metales.	Producción de lodos y costos operacionales adicionales en el tratamiento.
Intercambio iónico	Selectividad de metales, alta reactivación de materiales.	Bajo número de metales a remover, altos costos.
Tratamiento electroquímico	Selectividad de metales, no consume químicos, se pueden obtener metales puros.	Alto capital y costos de operacionales.
Coagulación-floculación	Sedimentación de lodos.	Alta operatividad, generación de grandes volúmenes de lodos.
Ultrafiltración	Bajas presiones, alta selectividad de separación, adecuado para la remoción de desechos orgánicos e inorgánicos.	Altos costos operacionales debido a la contaminación de la membrana, grandes concentraciones de lodos producidos.
Ósmosis inversa	Selectividad de metales, adecuado para la remoción de desechos orgánicos e inorgánicos.	Elevado consumo de energía por altas presiones en el bombeo, regeneración de las membranas.
Nanofiltración	Bajas presiones, alta selectividad en la separación.	Altos costos de operación
Adsorción	Alta capacidad de adhesión de los metales, fácil operación, flexibilidad y simplicidad en el diseño.	Regeneración del adsorbente.

Fuente: T.A. Saleh *et al.*, (2022)

1.4 Materiales en los procesos de adsorción

De manera específica, se consideran como adsorbentes convencionales: zeolitas, carbón activado, arenas, alúmina activada y, como los no convencionales: biomasa, residuos de actividades agroindustriales y/o desechos de la industria alimentaria (Valladares *et al.*, 2016).

Algunas características que definen un material adsorbente son: área superficial y la capacidad de adsorción (Burciaga-Montemayor *et al.*, 2020).

1.4.1 Alginato de sodio

Puede ser considerado como un copolímero polianiónico con una serie de dos grupos de ácido urónico: $\beta - D$ ácido manurónico y $\alpha - L$ glucorónico vinculado linealmente entre cada uno por enlaces de tipo 1-4 glicosídico, de peso molecular promedio de 216.12 g/mol y aporta propiedades de viscosidad y adhesión, con una alta afinidad a cationes trivalentes y divalentes, como Pb (II) y Cu (II) por mencionar algunos (Frent *et al.*, 2022).

El alginato de sodio es un material que ha sido funcionalizado con diversos polímeros sintéticos que permitan la adsorción iones metálicos. Este material es un biopolímero de bajo costo, no tóxico, tiene una alta capacidad de adsorción debido a su estructura que contienen grupos hidroxilo y carboxilato que se encuentran en su estructura (Burciaga-Montemayor *et al.*, 2020).

1.4.2 *Lemna gibba*

Miranda y Quiroz (2013) hacen referencia a *Lemna gibba*, conocida también como lenteja de agua, chichicastle o duckweed; pertenece a la familia Lamnáceas, crece flotando libremente sobre la superficie del agua logrado a partir del grueso tejido esponjoso que está formada por dos partes: frondas y raíz.

Estas plantas de tipo vascular acuática se llaman macrófitas y han sido empleadas para remover distintos compuestos tóxicos, tales como Pb, Hg, Cd, As, Cu, Cr. Entre este tipo de especies de plantas destacan las de la familia *Lemnaceae* ya que son fáciles de cosechar, crecen y llegan a medir hasta 2.5 cm sobre la superficie del agua. En la familia botánica antes mencionada se ubica *Lemna gibba* Linnaeus, con resultados favorables y ser una especie como excelente modelo experimental por su fácil obtención, predomina su existencia en México; es de alta productividad, tolerante a condiciones naturales adversas, fácil cosecha y tiene un ciclo de vida corto; es una planta frecuentemente utilizada para pruebas de toxicidad en el monitoreo de sistemas acuáticos y ha llegado a ser considerada como bioindicador (Sánchez-Villavicencio *et al.*, 2012).

No obstante, la “lenteja de agua” puede absorber nitrógeno y fósforo y la proliferación de la planta acuática también se considera como contaminación en los cuerpos de agua donde se presenta (Olivera y Quispe, 2011).

1.5 Métodos de caracterización de materiales

Se refiere a los estudios técnicos instrumentales que permiten conocer propiedades fisicoquímicas de los materiales de interés para los procesos de adsorción.

1.5.1 Microscopía electrónica de barrido – espectroscopía electrónica dispersiva (SEM-EDS)

La técnica analítica para observar superficies de diversos materiales es la microscopía electrónica de barrido (SEM por sus siglas en inglés), que da como resultado imágenes con alta resolución. Las muestras para analizar deben estar secas y ser afines a las condiciones de operación de vacío para dar la propiedad de conductividad eléctrica. Cuando son muestras no conductoras, se debe aplicar un recubrimiento con oro o carbón de espolvoreado catódico y obtener una capa fina entre 10 y 40 μm (Ledea Lozano *et al.*, 2010). Además, la espectroscopía de energía dispersiva (EDS) determina la composición elemental en las mismas condiciones del material mencionado anteriormente.

1.5.2 Espectroscopía de infrarrojo por transformada de Fourier (FTIR)

La espectroscopía IR (infrarrojo) es un método analítico cuyo principio se basa en la absorción o emisión de energía radiante que se origina debido a la interacción entre la radiación electromagnética y el material en estudio. La técnica consiste en que las moléculas que tienen la posibilidad de rotar y vibrar a distintas frecuencias (modos normales vibracionales), una molécula absorbe una cantidad de energía de fotones en el rango de la región del IR y al momento de presentar una diferencia en el momento bipolar de la molécula, da como respuesta el momento vibracional-rotacional y la frecuencia asociada con esa la radiación. (Piqué y Vázquez, 2012).

1.5.3 Termogravimetría y calorimetría (TGA - DSC)

La termogravimetría se basa en un conjunto de análisis térmicos que identifican y miden los cambios físicos y químicos que se presentan en los materiales al estar expuestos a las variaciones de temperatura controlada. Aquí se obtienen los datos como son cambio de masa en relación a la temperatura y tiempo, donde el termograma que se obtiene representa de manera gráfica las variaciones de la masa en por ciento (Rodríguez y Villegas, 2012).

1.5.4 Análisis BET

Este método analítico permite determinar el área superficial en sólidos en unidades de m^2/g . El principio está basado en la fisisorción empleando gases como nitrógeno y con los datos de la isoterma de adsorción, esta teoría se basa en el modelo de adsorción de Langmuir que define la ecuación de Brunauer – Emmett y Teller (BET) (Bell *et al.*, 2024).

1.5.5 Absorción atómica como método de cuantificación

Otros de los métodos analíticos instrumentales es la espectrofotometría de absorción atómica, cuyo principio se basa en que los átomos presentes en la muestra y por dispersión a la llama, parte de la radiación es absorbida, entonces la señal disminuye y esa respuesta es lo que emite el detector, para después utilizarlo en el cálculo de una concentración. Esta técnica analítica se considera una determinación cuantitativa, ya que, con una selección de longitud de onda y luz emitida, es selectiva para elementos específicos (Pérez y Alvarado, 2018).

1.6 Adsorción y modelos matemáticos de estudio

Valladares *et al.*, (2016) describen a la adsorción como un proceso físico o fenómeno de superficie, debido a las interacciones débiles de largo alcance, denominadas fuerzas de Van der Waals y donde partículas, moléculas o iones son retenidos sobre el material.

Qasem *et al.*, 2021 explican también que el mecanismo de adsorción está definido por las propiedades físicas y químicas del material adsorbente y de la concentración de los iones metálicos presentes en la solución, las condiciones de operación (temperatura, cantidad del adsorbente, el pH, tiempo de adsorción), dan como resultado la presencia de numerosos grupos (carboxilo, amino, hidroxilo, fosfato, etc), que, sobre la superficie, aceleran los procesos de adsorción y generalmente la competitividad entre contaminantes y el adsorbente, puede ocurrir por interacción electrostática, agregación, complejación/coordinación, microprecipitación, intercambio iónico, reducción u oxidación.

La propiedad de atracción electrostática en la adsorción depende de los tipos y sitios activos que se encuentran en el material adsorbente, estos se ionizan, los cuales pueden tener protones o iones y esto se dará a partir del pH y el pKa del grupo funcional respectivo; ejemplo, los grupos amino están cargados positivamente, los grupos carboxilo, sulfato y fosfato tienen carga negativa cuando están desprotonados (Sánchez-Silva *et al.*, 2020).

Por lo tanto, el pH de la solución modifica la densidad de carga de la superficie y la ionización de los grupos funcionales cuando éste es bajo y entonces, los cationes son más estables y pueden unirse a la superficie del biosorbente. Por otro lado, a valores altos, la solubilidad de los cationes metálicos decrece con la posibilidad de precipitación (Qasem *et al.*, 2021).

Najib Al – Mahbashi *et al.*, (2022) mencionan que los procesos de adsorción pueden realizarse sobre estudios en batch, columna empacada, lecho fluidizado continuo o lechos móviles. Sin embargo, los estudios en columna empacada han demostrado ser factibles, eficientes y de bajo costo, que son descritos por una curva de ruptura y empleadas para modelar los datos de los experimentos de adsorción.

El radio iónico es una de las propiedades físicas y químicas que se modifican en un compuesto iónico, es decir, su estructura depende del espacio relativo de sus aniones y cationes. Esta alteración se presenta si el átomo forma un anión, el radio aumenta por la carga nuclear constante y la repulsión resultante es la adición de uno o más electrones, que aumenta el dominio de la nube electrónica. Caso contrario, el desprender uno o más electrones de un átomo se reduce a la repulsión electrón – electrón y entonces la carga nuclear permanece constante manteniendo entonces una nube electrónica que se contrae donde el catión es más pequeño que el átomo (Chang y Goldsby, 2003).

Algunos de los modelos que se pueden considerar en el estudio y comportamiento de los procesos de adsorción en continuo, de acuerdo a Omolara y Musonge (2024) son los siguientes:

a) Modelo de Thomas: utilizado en el estudio de adsorción en continuo que describe las curvas obtenidas para determinar la capacidad máxima de adsorción del material adsorbente (q_0) y está dada por la ecuación (1):

$$\frac{C_t}{C_0} = \frac{1}{1 + \exp\left(k_{TH}q_0\frac{m}{v} - k_{TH}C_0t\right)} \quad \text{Ecuación (1)}$$

Donde k_{TH} es la constante de Thomas ($ml/min * mg$), q_0 es la cantidad máxima de soluto adsorbido (mg/g), C_0 es la concentración inicial del soluto en solución (mg/L), C_t la concentración al tiempo t , m es el peso del material empacado (g), v el caudal de la

alimentación (mL/min) y t es el tiempo (min). A partir de este modelo se establece una cinética de reacción de segundo orden, pero para los procesos de adsorción se refiere a la transferencia de masa a través de la interfase.

b) Modelo de Yoon-Nelson: con este modelo se determina el tiempo de ruptura (τ) (lo que equivale al tiempo en el que el 50% del adsorbente se ha saturado) y no se requieren datos del adsorbato, tipo de adsorbente y las propiedades físicas del lecho, entonces a partir de la gráfica de t contra $\frac{C_t}{C_0}$, esta expresión es la ecuación (2).

$$\frac{C_0}{C_t} = \frac{1}{1 + \exp(k_{YN}(\tau - t))} \quad \text{Ecuación (2)}$$

Donde k_{YN} es la constante de Yoon-Nelson ($1/min$), τ es el tiempo medio de ruptura y t es el tiempo de toma de muestra (min), C_t y C_0 son iguales a los establecidos en el modelo de Thomas.

c) Modelo de Adams-Bohart: con este modelo se describe el momento inicial de las curvas de ruptura y explica que este fenómeno de equilibrio no es instantáneo lo que corresponde a que la velocidad de adsorción es proporcional de la capacidad residual del material adsorbente y a la concentración del adsorbato, expresado con la ecuación (3):

$$\frac{C_t}{C_0} = \frac{\exp(k_{AB}C_0t)}{\exp(k_{AB}N_0Z/U_0) - 1 + \exp(k_{AB}C_0t)} \quad \text{Ecuación (3)}$$

Donde k_{AB} es la constante cinética ($L/mg * min$), F es la velocidad lineal calculada dividiendo el flujo entre el área transversal de la columna, Z es la altura del lecho de la columna y N_0 es la concentración de saturación (mg/L), C_t y C_0 son las mismas que las expuestas en el modelo de Thomas.

1.7 Sistemas multicomponentes

Worch (2012) menciona que un proceso de adsorción en columna de lecho empacado, el adsorbente es dependiente del tiempo y la distancia, el comportamiento se explica en tres momentos de zonas de transferencia de masa, y las curvas de ruptura en su forma sigmoideal serán obtenidas para sistemas de uno o varios componentes de una solución. A través de este tipo de columna, se da un desplazamiento y competitividad, reflejándose en distintos comportamientos de curvas de ruptura, y esto, a su vez, una concentración mayor que la concentración inicial. Un efecto típico de la sobreposición de las zonas de transferencia de masa, es que las curvas de ruptura de los componentes menos selectivos ocurre en menor tiempo, antes de las mesetas de concentración del componente más selectivo; el primer componente muestra una meseta de concentración localizada arriba de la concentración inicial hasta el desplazamiento del componente 2, que este, a su vez, tiene una meseta de concentración aún por encima de la concentración inicial y este desplazamiento corresponde a la concentración inicial del componente 3.

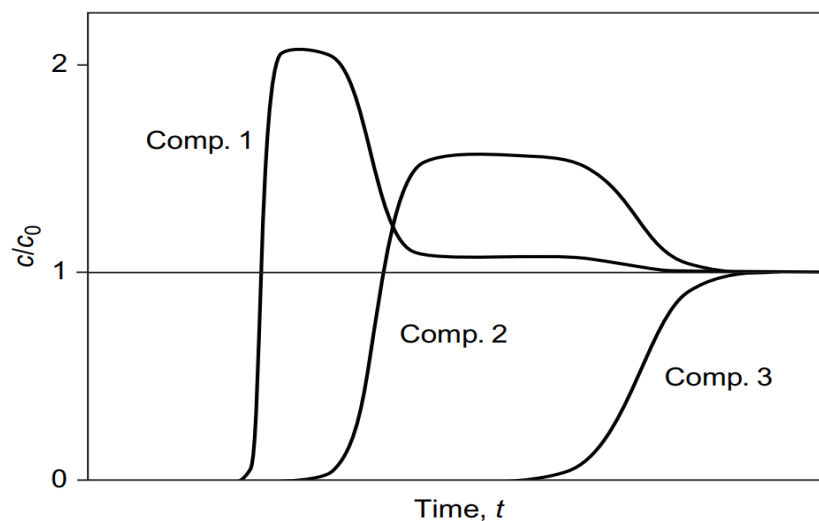


Figura 1.1 Curvas de ruptura para un sistema de tres componentes con sobreposición de zonas de transferencia de masa. Fuente: Worch (2012)

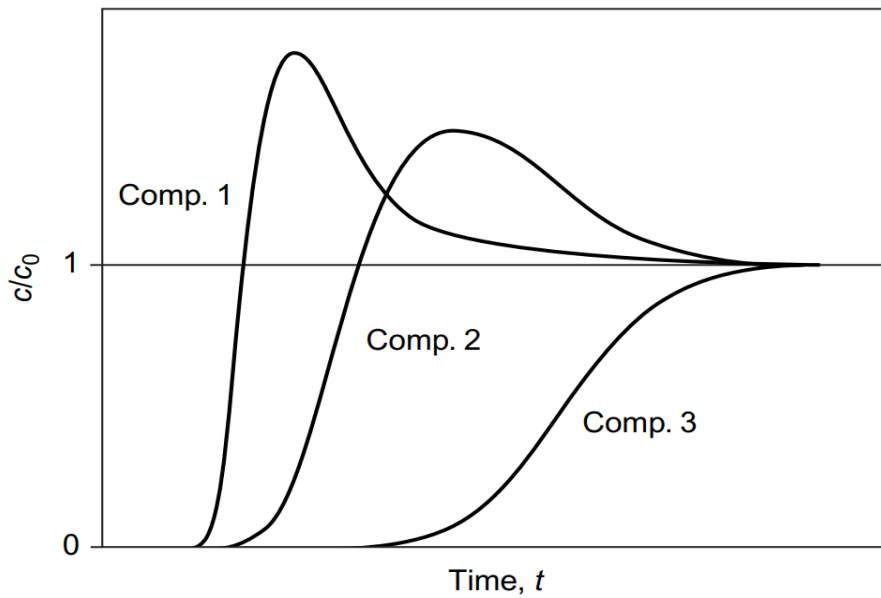


Figura 1.2 Curvas de ruptura para un sistema de tres componentes
Fuente: Worch (2012)

1.8 Normatividad

La Norma Mexicana NMX-AA-051-SCFI-2016 Análisis de agua-Medición de metales por absorción atómica en aguas naturales, potables, residuales y residuales tratadas-Método de prueba y la Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-2021 establecen los límites permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en cuerpos receptores propiedad de la nación, ambas fueron empleadas para poder determinar analíticamente las concentraciones durante los procesos de adsorción y su apego al cumplimiento en los parámetros de cumplimiento de descarga a cuerpos de agua.

2. MÉTODO

En la Figura 2.1 se presenta el diagrama de flujo del método para la adsorción en continuo de metales pesados en solución multicomponente con un compósito de *Lemna gibba* y alginato de sodio (AL, alginato de sodio y LG *Lemna gibba*, BIC bicarbonato de sodio) con referencia a Gutiérrez-López (2016) para la síntesis y obtención de perlas de compósito.

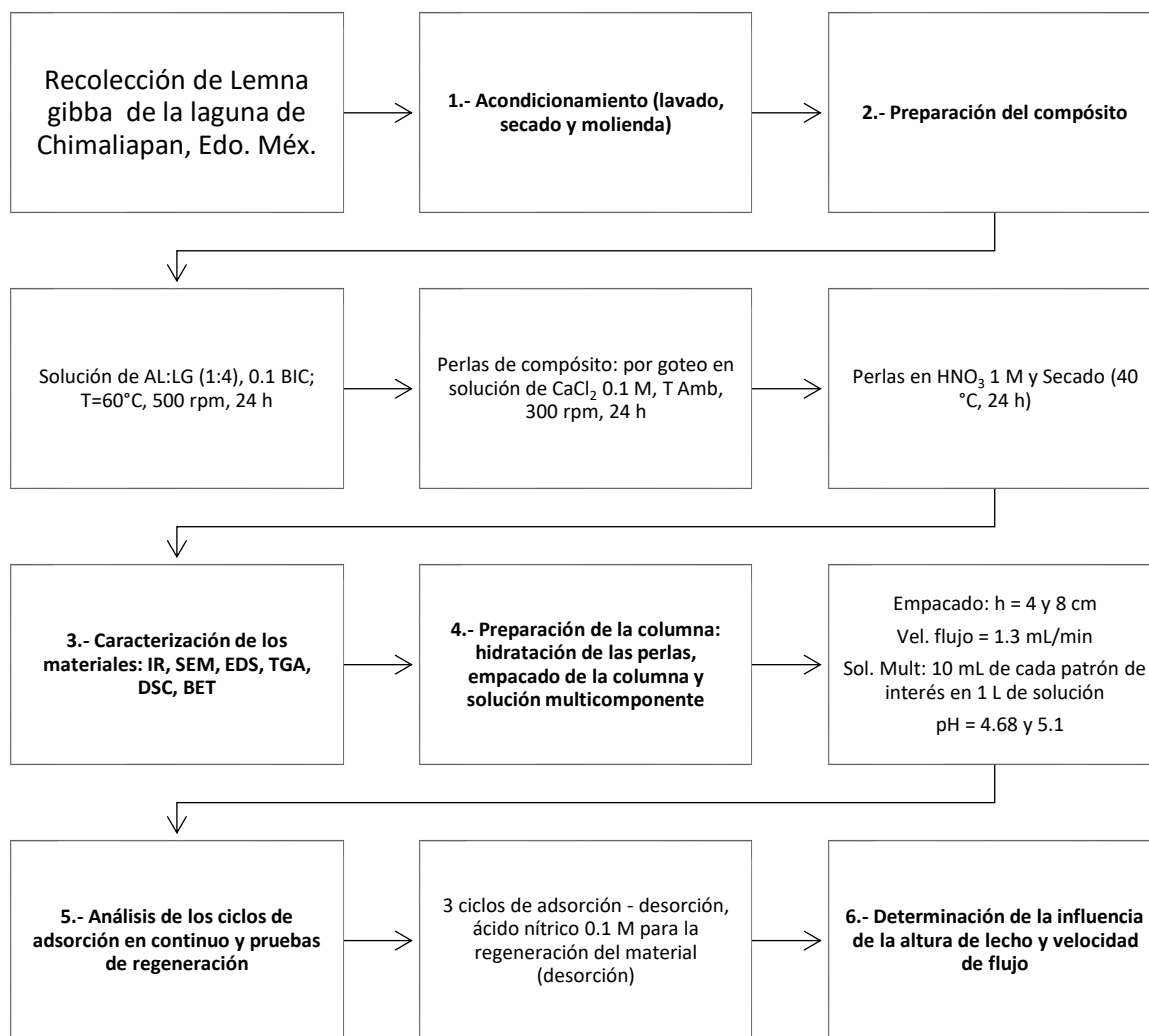


Figura 2.1 Diagrama de flujo del método

2.1 Acondicionamiento del material

El material se recolectó en la laguna Chimaliapan, se lavó con agua corriente y retiró cualquier material extraño. Posteriormente se realizó otro enjuague con agua desionizada, se dejó escurrir para eliminar el exceso de agua y colocó en charolas para secarlo en una estufa con recirculación de aire a temperatura de 40°C por 48 horas. El material ya seco, se molió y tamizó por malla No. 60. Después se lavó con solución de formaldehído al 2% (v/v) hasta obtener un agua residual incolora y se enjuagó con agua desionizada. Este material se colocó en charolas para secar en estufa con circulación de aire a temperatura de 40°C por 12 horas y ya seco, se trituró y volvió a seleccionar el tamaño de partícula por tamiz No. 60.

Equipos utilizados: triturador Powder grinder DQ-2000, malla No. 60, estufa de circulación forzada, VWR 1350F, marca Scientific Inc, parrilla de agitación y calentamiento, número de serie 121362237, marca Heldoph.

Reactivos utilizados: formaldehído en solución, lote: G18452, marca JT Baker, agua desionizada.

2.2 Síntesis de las perlas de compuesto AL-LG

Se preparó una solución de alginato de sodio al 1% (m/v) (AL); siendo 1 g de alginato de sodio y 99 mL de agua destilada, se disolvió con agitación constante a 300 rpm a 65°C durante 24 h. A esta solución se le agregaron de manera paulatina 4 g de *Lemna gibba* pretratada con agitación constante hasta obtener una mezcla homogénea y se adicionaron 0.4 g de bicarbonato de sodio a temperatura de 40°C hasta homogenización. Esta solución corresponde al compuesto AL-LG (1:4) BIC.

Para la fase de entrecruzamiento, la mezcla anterior de AL-LG (1:4) BIC se adicionó por goteo a una solución de cloruro de calcio 0.1 M (manteniendo agitación constante de 500 rpm y temperatura ambiente) por 24 h. Posteriormente las perlas se retiraron de la solución y se colocaron en solución de ácido nítrico 1 M para permitir la generación de poros en las perlas de compuesto y se secó a 40°C por 12 horas.

Equipos utilizados: parrilla de agitación y calentamiento, número de serie 121362237, marca Heldoph.

Reactivos utilizados: alginato de sodio, lote TM115471, marca Meyer, bicarbonato de sodio, lote 16-1902-20S16, marca Jalmek, cloruro de calcio dihidratado, lote 18-0301-05C31, marca Jalmek.

2.3 Caracterización de los materiales

La caracterización de los materiales fue con técnicas por FTIR, TGA - DSC, SEM - EDS y BET en muestras de *Lemna gibba* con pretratamiento y perlas de compuesto para establecer algunas propiedades fisicoquímicas: como identificación de grupos funcionales, composición elemental, estabilidad del material, área superficial y tamaño de poro.

- Espectrofotómetro infrarrojo por transformada de Fourier, FT/IR-4X, marca FALCÓN
- TA / DSC 250, marca DISCOVERY.

2.4 Preparación de la columna

Se consideraron dos etapas:

- a) La primera fue la preparación de una solución multicomponente con 850 mL de agua destilada en un matraz volumétrico de 1L, se agregaron 10 mL de cada solución patrón en el siguiente orden: Cr_{tot}, Zn (II), Cu (II) y Pb (II), para tener 10 mg/L de cada elemento, se verificó el pH y se ajustó a un valor de 4.7, finalmente se adicionó agua destilada al aforo, el pH final fue 4.64
- b) La segunda, en una columna de vidrio de 1 y 15 cm de diámetro y altura respectivamente, se colocaron las perlas de compuesto en el interior de la columna a una altura de 4 cm (previamente hidratadas con agua destilada por 12 h y manteniendo después el flujo con agua desionizada para evitar la compactación del lecho en el interior); el flujo de tipo ascendente fue de 1.3 mL/min y se ejecutó el proceso de adsorción - desorción con tiempos de muestreo de 5, 10, 20, 30, 40, 50 y 60 min. Las muestras obtenidas se analizaron por absorción atómica de acuerdo con la norma mexicana mencionada en el apartado de normatividad.

Equipos empleados: bomba de dosificación, marca Aquatrol ADP-01141-1, serie 210830DFDM0605P204, espectrofotómetro de absorción atómica 3110, Perkin Elmer, clave interna LIIA-NUI-IN-001.

Reactivos: patrón de zinc, código 41500, lote 23101125, patrón de plomo, código 41200, lote 22091679, patrón de cromo, código 40750, lote 22121045, patrón de cobre, código 40700, lote 22091678, todos de la marca Golden Bell.

2.5 Análisis de los ciclos de adsorción del sistema en continuo y pruebas de regeneración

Un ciclo consistió en una etapa de adsorción y desorción de manera continua, por lo que se realizaron tres ciclos continuos a diferentes valores de pH y altura de lecho. Con las absorbancias obtenidas se calcularon las concentraciones, y se graficaron las curvas de ruptura a partir de C_0/C_i vs. tiempo con los intervalos establecidos.

Como parte de los estudios de desorción, el proceso de regeneración del lecho empacado se realizó con solución de ácido nítrico 0.1 M, con flujo de tipo ascendente y velocidad de 1.3 mL/min.

2.6 Determinación de la influencia de la altura de lecho y velocidad de flujo

Las pruebas para evaluar cómo influye la altura de lecho y velocidad de flujo, empleando las consideraciones mencionadas en el apartado de análisis de ciclos de adsorción y pruebas de regeneración, fueron las siguientes:

- a) Altura del lecho a 4 cm con velocidad de flujo de 1.3 mL/min.
- b) Altura del lecho a 8 cm con velocidad de flujo de 1.3 mL/min.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Espectroscopía de infrarrojo por transformada de Fourier

El análisis realizado por espectroscopía IR para *Lemna gibba* pretratada y seca a 40 °C por 12 horas se muestra en la figura 3.1

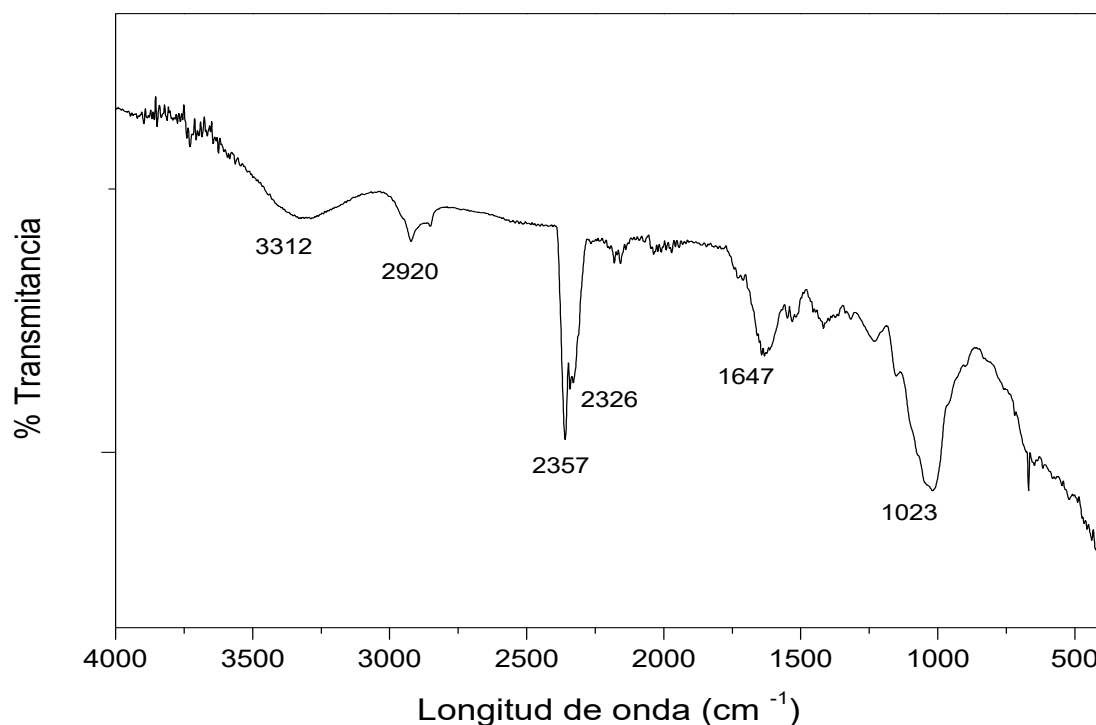


Figura 3.1 Espectro IR de *Lemna gibba* pretratada y seca

Los principales grupos funcionales identificados en el material seco pretratado fueron los siguientes grupos funcionales: C – H y C – O, C = O, N – H – R, C = H y C – O, H – O, a 3312, 2920, 2357, 2326, 1647 y 1023 cm⁻¹ respectivamente (Skoog *et al.*, 2001). Gourchane *et al.*, 2023, analizaron *Lemna gibba* en polvo por espectroscopía IR, entre 3700 y 3300 cm⁻¹ se identificaron los grupos funcionales hidroxilo y amino (-OH, -NH); en 2900 cm⁻¹ C – H; en 1700 y 1400 cm⁻¹ los grupos – CO y NH-R que, a su vez pueden ser en forma de C = O, N – H, C – N; a 1000 cm⁻¹ C – O y de 1000 a 400 cm⁻¹ compuestos de carbohidratos y amidas.

Además, se analizaron muestras de perlas de compósito, antes y después del proceso de adsorción, secas a 40 °C por 24 horas y en la figura 3.2 se muestran los espectros y los grupos funcionales identificados.

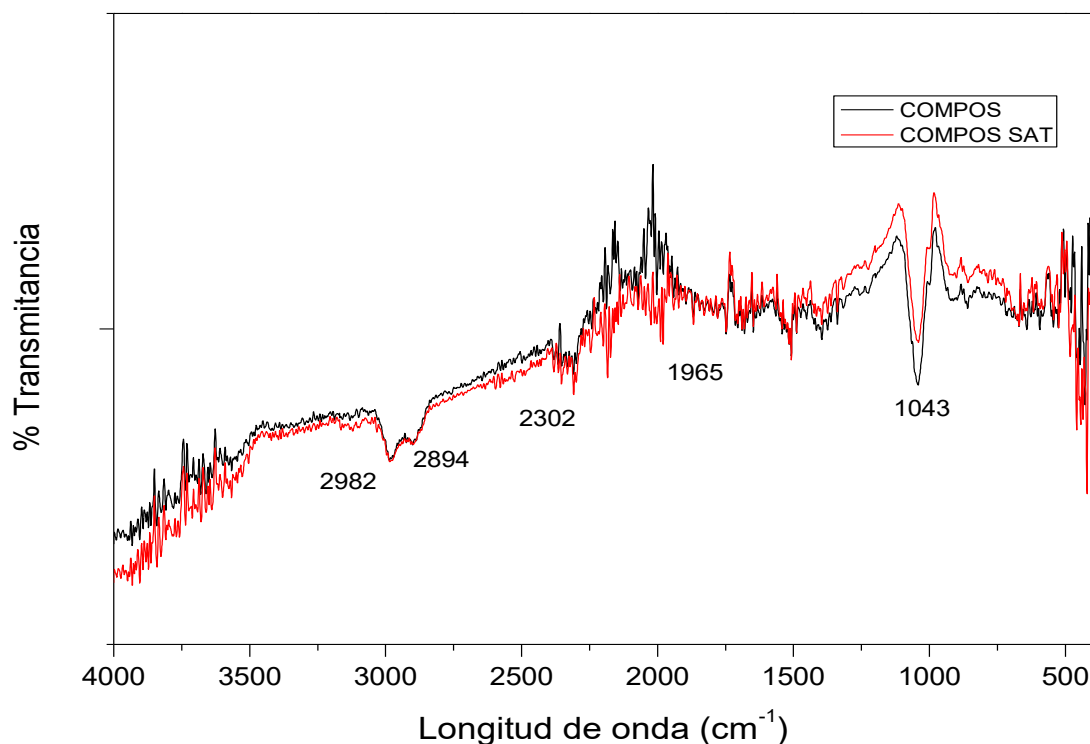


Figura 3.2 Espectro IR de perlas de compósito y perlas de compósito saturado

La figura 3.2 muestra en base seca los espectros IR para las perlas de compósito y compósito saturado con los iones metálicos, se observa a la longitud de onda de 1043 cm^{-1} un cambio de posición en la respuesta comparado con el espectro con *Lemna gibba* los grupos funcionales C – H y C – O; en los rangos de 2302 y 1965 cm^{-1} y 2894 y 2982 cm^{-1} con variaciones en las respuestas comparadas con *Lemna gibba* lo que da un primer panorama de que las diferentes longitudes y anchos de banda se debió a la interacción con los iones metálicos.

3.2 Termogravimetría

La figura 3.3 muestra el análisis termogravimétrico para los materiales de *Lemna gibba* y perlas de compuesto.

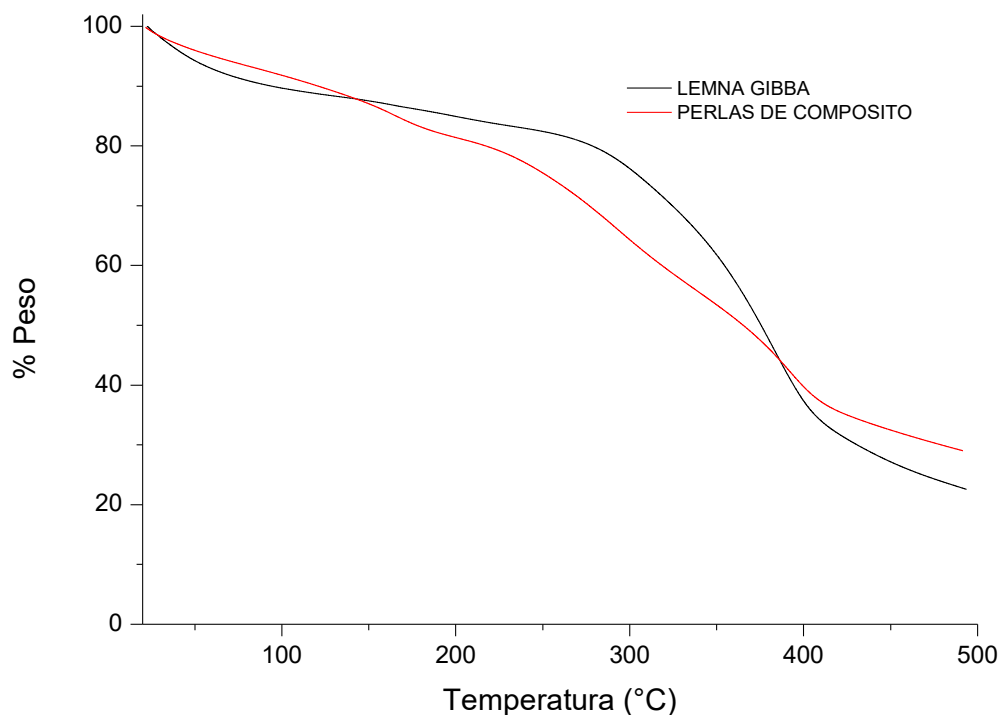


Figura 3.3 Comparativo de termogramas de *Lemna gibba* y perlas de compuesto

Para ambos casos los materiales secos a 40 °C por 12 horas, mostraron importantes pérdidas de masa entre 21 y 145°C. En el caso de *Lemna gibba*, la pérdida de peso fue del 20% hasta 200°C aproximadamente y después una etapa de degradación de la materia orgánica, en el caso de las perlas de compuesto, mostraron un comportamiento similar hasta una temperatura de 275°C y después se observó un proceso de degradación.

3.3 Calorimetría

La figura 3.4 representa las gráficas obtenidas del análisis de calorimetría para el material de *Lemna gibba* y perlas de compuesto en base seca.

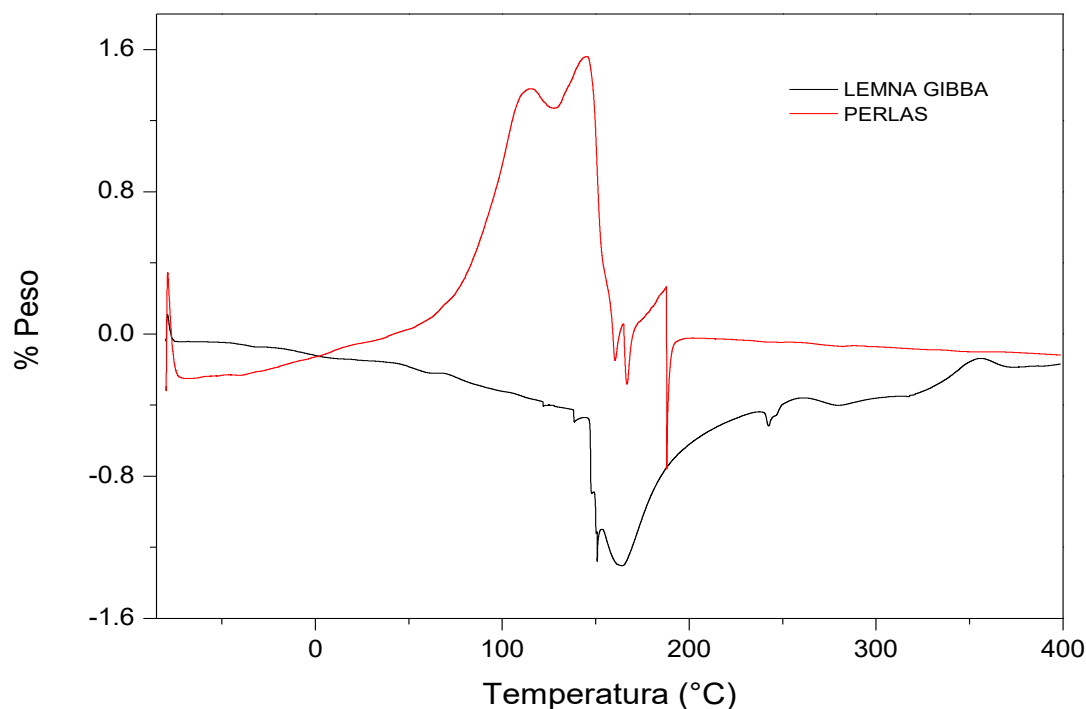


Figura 3.4 Calorimetría diferencial de barrido de *Lemna gibba* y perlas de compuesto

De acuerdo a la determinación por calorimetría diferencial de barrido para *Lemna gibba* mostró cambios de energía de tipo endotérmico a las temperaturas de 150° y 165°C siendo estas temperaturas en la etapa de fusión y en el caso de las perlas de compuesto mostraron cambios de energía importantes de tipo exotérmico a la temperatura de -78°C donde se identificó la temperatura de transición vítrea debido a la composición de entrecruzamiento en la síntesis de las perlas de compuesto, después una etapa de cristalización a los 119° y 147°C y, finalmente a 188°C como la etapa de fusión de tipos endotérmico - exotérmico.

Con los análisis termogravimétricos y calorimétricos se estableció que los materiales analizados mostraron estabilidad a las diferentes temperaturas en las diferentes etapas de proceso en los que se sometieron.

3.4 Microscopía electrónica de barrido y espectroscopía dispersiva de energía

Para el caso del análisis de espectroscopía dispersiva de barrido de *Lemna gibba* se identificó la siguiente composición elemental (tabla 3.1).

Tabla 3.1 Composición elemental de *Lemna gibba*

Elemento	Porcentaje en peso
Carbono (C)	44.57 $\pm$ 0.33
Oxígeno (O)	45.41 $\pm$ 1.41
Silicio (Si)	1.06 $\pm$ 1.06
Calcio (Ca)	8.96 $\pm$ 0.69

La figura 3.5 muestra el espectro del análisis elemental de la *Lemna gibba*.

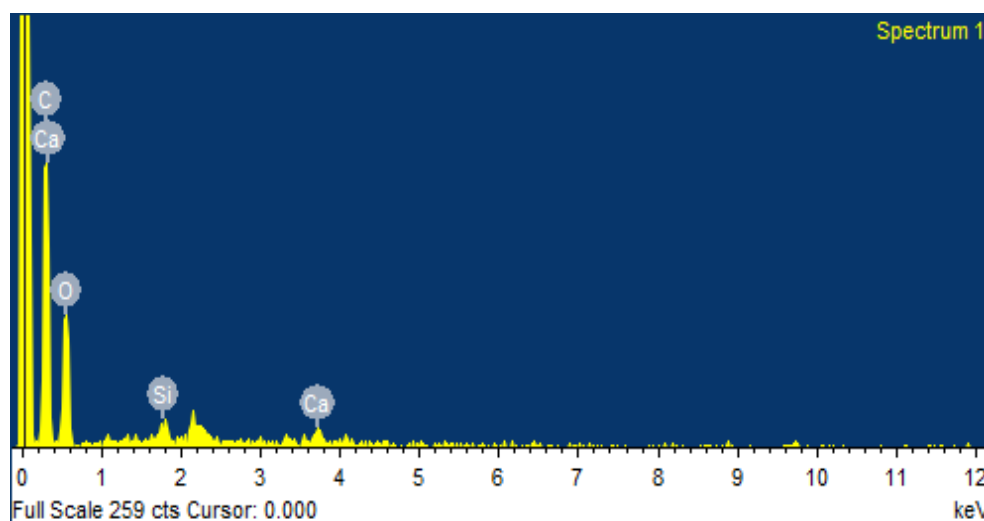
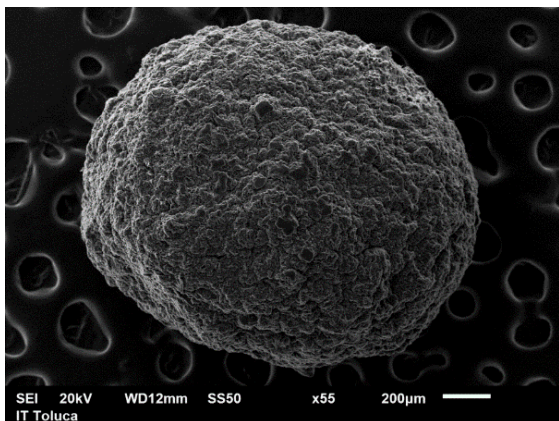
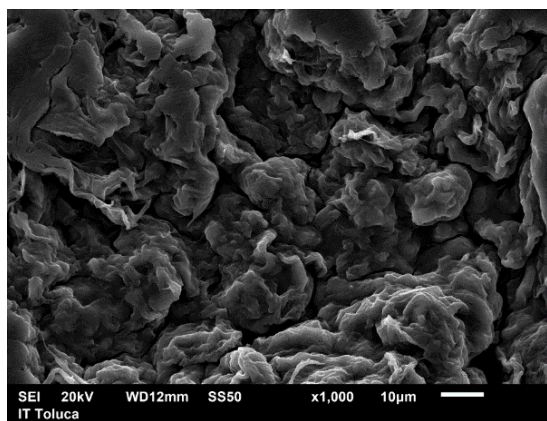


Figura 3.5 Análisis EDS de *Lemna gibba*

Cómo siguiente análisis, las micrografías obtenidas por SEM para las perlas de compuesto se muestran en las figuras 3.6 donde se observan morfologías con superficies heterogéneas con espacios a través de la superficie del material y poros disponibles sobre la superficie. Además, el diámetro determinado en la perla fue de 2.0 mm en promedio aproximadamente.



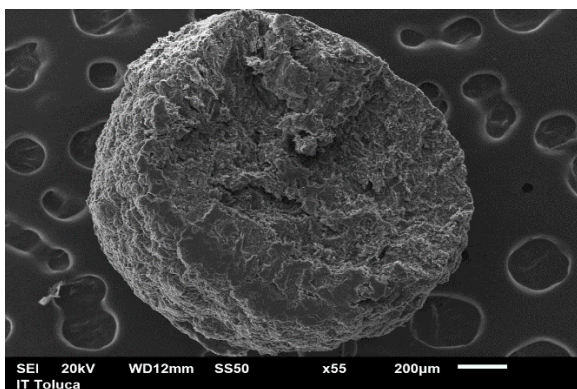
Micrografía x55



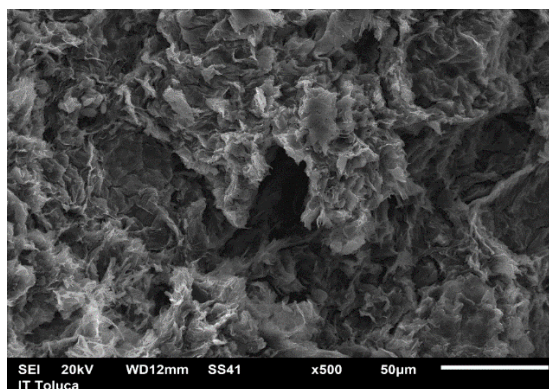
Micrografía x1000

Figura 3.6 Micrografías de perlas de compuesto

En la figura 3.7 se presentan las micrografías de una muestra de perla seccionada por la mitad y también se observaron poros disponibles en el interior del material, lo que permite asegurar que se tienen más sitios activos para el proceso de adsorción similares a las morfologías de la figura 3.6.



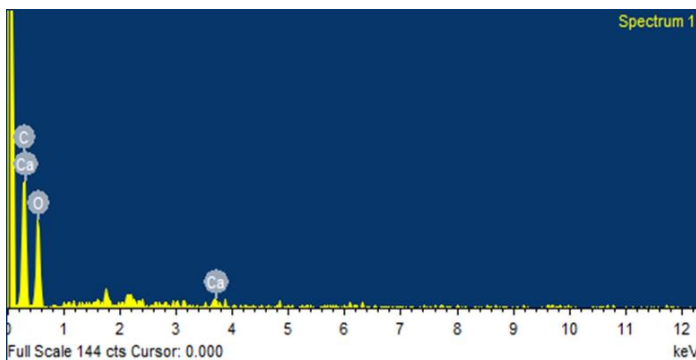
Micrografía de fracción de perla x55



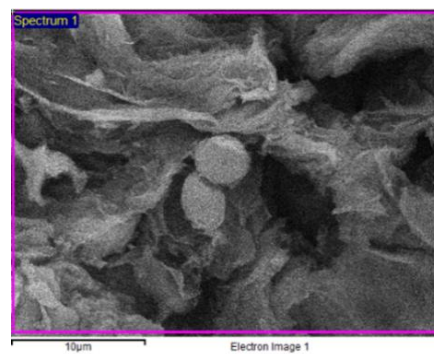
Micrografía de fracción de perla x500

Figura 3.7 Micrografías de una fracción de perla de compuesto

En la figura 3.8 se muestran los análisis por espectroscopía dispersiva de barrido y la micrografía donde se observa una morfología de tipo heterogénea, con partículas esféricas y una composición elemental de carbono, calcio y oxígeno.



Análisis EDS de fracción de perla



Morfología con partículas esféricas

Figura 3.8 Análisis EDS y micrografía de la fracción de perla

El análisis EDS que se muestra en la figura 3.9 es el espectro obtenido como respuesta a la detección de componentes elementales en las perlas del compuesto, que mostró la presencia de metales pesados en el material después del proceso de adsorción.

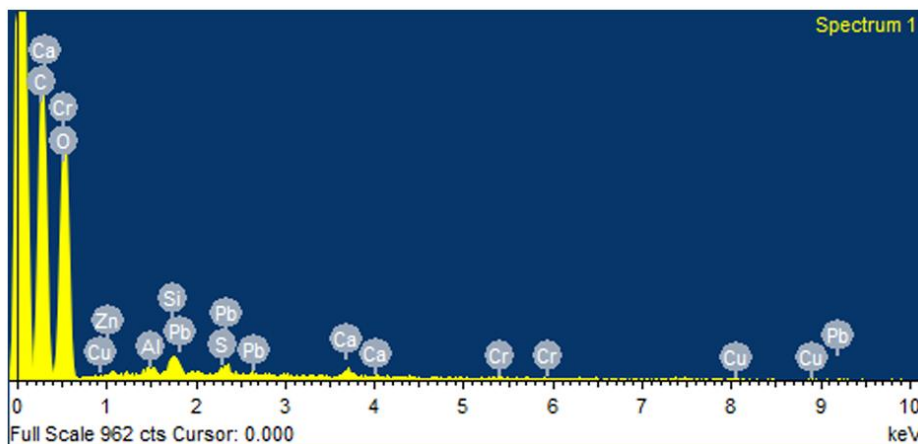
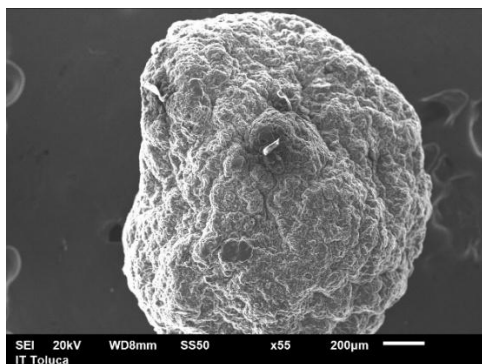
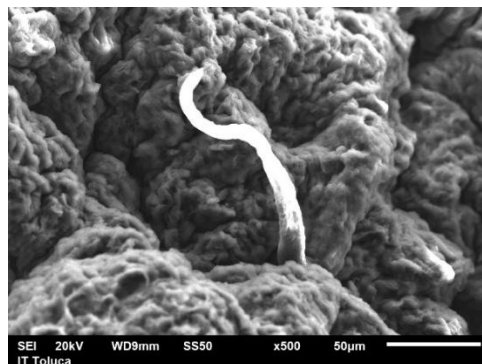


Figura 3.9 Análisis EDS de perlas de compuesto al final del proceso de adsorción

Las micrografías de la figura 3.10 corresponden al material empleado al final al proceso de adsorción, se observó una deformación de la perla y en la cual se aprecia una semejanza con las micrografías anteriores pero filamentos y aparente reducción de espacios que pudo ser debido a la presencia de los metales pesados en estudio.



a) Micrografía de una perla x200



b) Micrografía de fracción de perla x500

Figura 3.10 Micrografías de perla de compuesto

3.5 Análisis BET

El material analizado de perlas de compuesto seco a 40 °C por 12 horas, arrojó resultados de área superficial igual a 0.306 m²/g y un diámetro promedio de poro de 3.14 nm.

3.6 Procesos de adsorción.

Las pruebas de adsorción en continuo se realizaron a diferentes valores de pH de la solución multicomponente. La cantidad de material empleado fue en base seca: $m_1 = 1.618$ g y $m_2 = 3.294$ g para alturas de lecho de 4 y 8 cm respectivamente y estas perlas se hidrataron en un periodo de doce horas.

En la figura 3.11 se muestran las curvas de ruptura para cada uno de los iones metálicos a una altura de lecho empacado de 4 cm y pH = 4.68

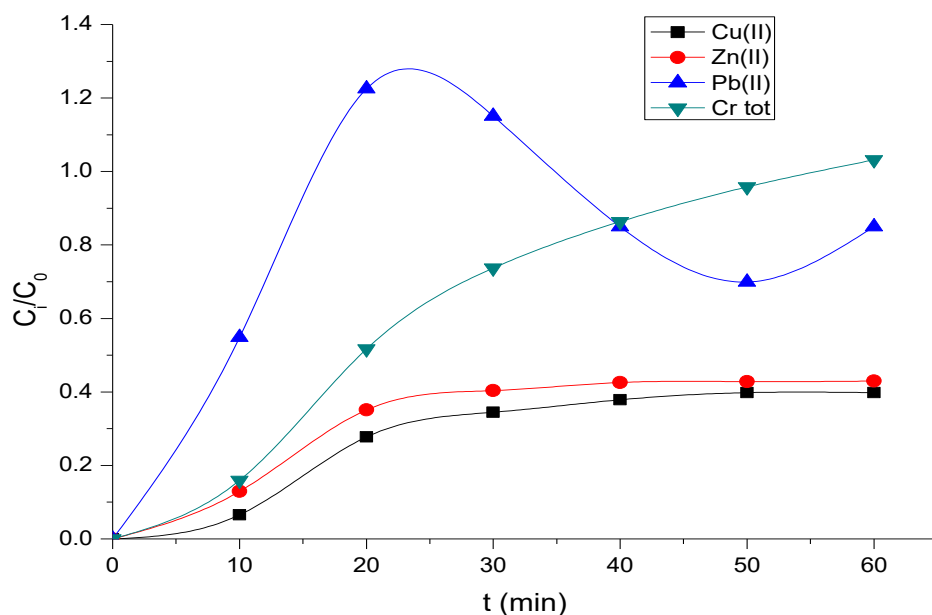


Figura 3.11 Curvas de ruptura a pH = 4.68 y 4 cm de altura de lecho empacado

Las curvas de ruptura a pH de 4.68 mostraron una forma sigmoideal definida para los iones metálicos de Cu (II) y Zn (II) que alcanzaron el equilibrio a los 30 minutos. El caso de Cr_{tot} no se alcanzó el equilibrio y en el Pb (II) se observó un valor de $C_i/C_0 > 1.0$ a los 20 minutos, pero con un comportamiento diferente en la curva de ruptura durante la adsorción.

Con los datos obtenidos se aplicaron los modelos de adsorción de Thomas, Yoon – Nelson y Adams Bohart a las curvas de ruptura de la figura 3.11 y los resultados obtenidos se presentan en la tabla 3.2

Tabla 3.2 Parámetros obtenidos del tratamiento de los datos experimentales con diferentes modelos matemáticos de la figura 3.11

Modelo de Thomas				
Variables	Cu (II)	Zn (II)	Pb (II)	Cr _{tot}
$K_{TH} (mL/min * g)$	----	----	1.7653	0.0232
$q_0 (mg/g)$	----	----	10.0828	105.9179
R^2	----	----	0.9173	0.9486
Modelo de Yoon – Nelson				
$K_{YN} (1/min)$	0.0516	----	1.9418	0.1347
$\tau (min)$	48.7178	----	11.2891	22.6586
R^2	0.7055	----	0.9173	0.9489
Modelo de Adams – Bohart				
$K_{AB} (L/min * mg)$	----	----	----	0.0062
$n_0 (mg/L)$	----	----	----	56.6201
R^2	----	----	----	0.7397

De acuerdo a los resultados de los datos experimentales y los modelos matemáticos, se observaron diferentes variaciones de ajuste para cada uno de los iones metálicos, tal es el caso de la determinación de C_i/C_0 con un valor de 1.25 para Pb (II) aproximadamente a los 23 minutos. Los valores obtenidos de $R^2 > 0.7$ son los reportados. Se observó que en el modelo de Thomas para Cr_{tot} se tuvo un mejor ajuste que para Pb (II), el parámetro K_{TH} en Pb (II) fue 1.7 que es mayor para Cr_{tot} con un valor de 0.02; las capacidades de adsorción para Pb (II) y Cr_{tot} fueron 10.08 y 105.91 mg/g respectivamente. En el modelo de Yoon – Nelson, las constantes K_{YN} muestran una relación similar, siendo mayor para Pb (II) que para Cr_{tot} (1.94 y 0.13) y el tiempo de ruptura τ (0.5), que es el tiempo medio en el que el material adsorbente se encuentra saturado, fueron determinados para Pb (II) a los 11.2 min y para Cr_{tot} de 22.6 min. Finalmente, el modelo de Adams – Bohart solo se ajustó a Cr_{tot} con una constante cinética de 0.0062 L/mg*g y una concentración de saturación de 56.62 mg/L.

La figura 3.12 muestra las curvas de ruptura a un pH de la solución de 5.01 y 4 cm de altura de lecho empacado.

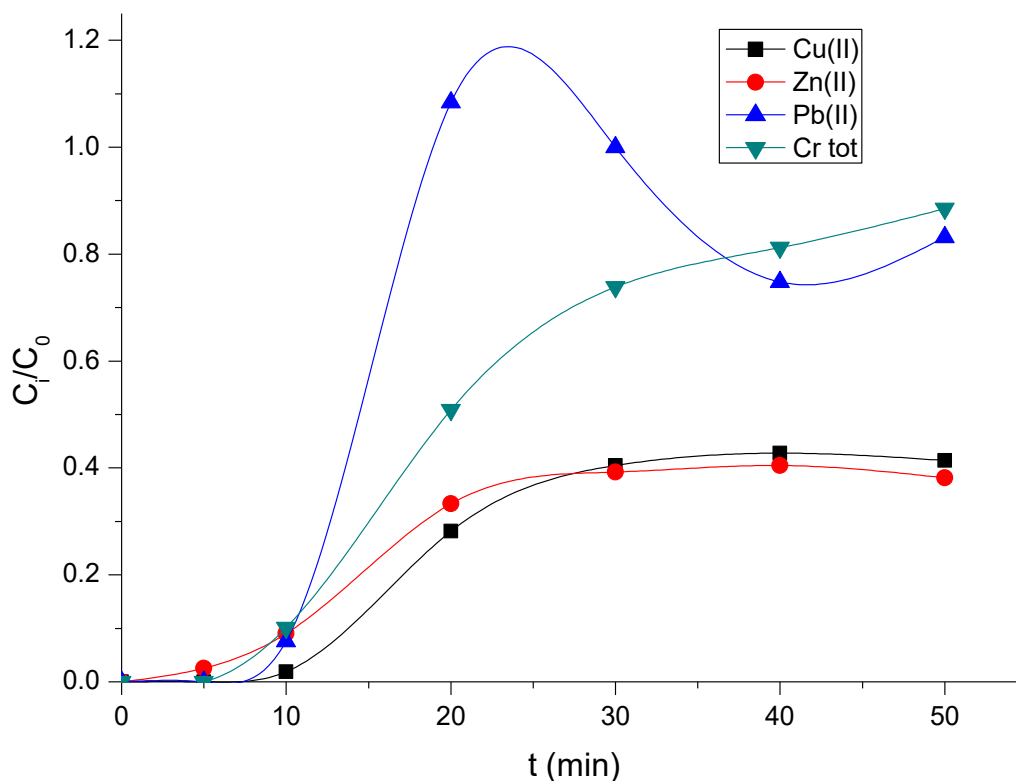


Figura 3.12 Curvas de ruptura a pH = 5.01 y 4 cm de altura de lecho empacado

El comportamiento de las curvas de ruptura mostradas en la figura 3.12, fueron similares a las curvas de ruptura de la figura 3.11, solo se debe considerar que el primer punto de muestreo y la etapa final fueron a los 5 y 50 minutos donde se alcanzó el equilibrio para los iones Cu (II) y Zn (II); para Cr_{tot} se alcanzó el valor de C_i/C₀ de 0.9 y para Pb (II) con un punto máximo de C_i/C₀ de 1.2 a los 35 min aproximadamente.

Los modelos de adsorción aplicados, fueron de Thomas, Yoon – Nelson y Adams Bohart para las curvas de ruptura de la figura 3.12, cuyos parámetros obtenidos son los que se reportan en la tabla 3.3

Tabla 3.3 Parámetros obtenidos de los tratamientos de los datos experimentales con diferentes modelos matemáticos de la figura 3.12

Modelo de Thomas				
Variable	Cu (II)	Zn (II)	Pb (II)	Cr_{tot}
$K_{TH} (mL/min * g)$	----	----	2.0700	0.0243
$q_0 (mg/g)$	----	----	7.1330	90.6269
R^2	----	----	0.7518	0.9839
Modelo de Yoon – Nelson				
$K_{YN} (1/min)$	----	----	3.4002	0.1287
$\tau (min)$	----	----	9.9423	21.3479
R^2	----	----	0.7518	0.9839
Modelo de Adams – Bohart				
$K_{AB} (L/min * mg)$	----	----	----	0.0047
$n_0 (mg/L)$	----	----	----	56.2372
R^2	----	----	----	0.7687

Con los resultados obtenidos se pudieron observar las diferentes variaciones de ajuste con $R^2 > 0.7$ solo para Pb (II) y Cr_{tot}. En comparación con el primer análisis de las curvas de ruptura reportadas, las constantes determinadas para Pb (II) en los modelos de Thomas y Yoon – Nelson aumentaron (2.07 mL/min*g y 3.40 min⁻¹) pero disminuyó la capacidad de adsorción en el modelo de Thomas a 7.1 mg/g, y para Cr_{tot} permanecieron constantes las constantes cinéticas, pero también disminuyó la capacidad de adsorción del modelo de Thomas a 90.6269 mg/g.

Omolar y Musonge (2024) hacen referencia que con el modelo de Yoon – Nelson se puede calcular el tiempo de ruptura (τ), a partir de la gráfica de t contra $\frac{C_t}{C_0}$, por lo tanto, $\tau(0.5)$ que es el tiempo medio de saturación fue 9.9 min en Pb (II) y en el caso de los iones de Cr_{tot} de 21.3 min.

Con estas dos comparaciones de las curvas de ruptura de los sistemas multicomponentes, se pudo considerar que el valor de pH de 5.1 de la solución, favorece a Cr_{tot} , pero en Pb (II) se observó mejor ajuste a pH de 4.68 a la misma altura de lecho de 4 cm y velocidad de flujo de 1.3 mL/min para ambos sistemas.

Las curvas de ruptura de las figuras 3.11 y 3.12 con valores de pH de 4.68 y 5.01 mantienen las formas sigmoideas y las relaciones de C_i/C_0 semejantes, además de que la interacción de iones metálicos en el proceso de adsorción se mantiene en el mismo orden de selectividad: $Cr_{tot} > Cu(II) > Zn(II) > Pb(II)$.

En la figura 3.13 se muestran las gráficas de las curvas de ruptura del sistema multicomponente a pH = 4.68 y 8 cm de altura de lecho, las adsorciones fueron menores para Cu (II) y Zn (II) con un valor de C_i/C_0 de 0.1 que se mantuvo constante, para Cr_{tot} se obtuvo un valor de C_i/C_0 de 0.78 a los 60 minutos sin alcanzar el equilibrio y en el caso de Pb (II) el mismo efecto explicado previamente, pero con un punto máximo de C_i/C_0 de 0.8 aproximadamente.

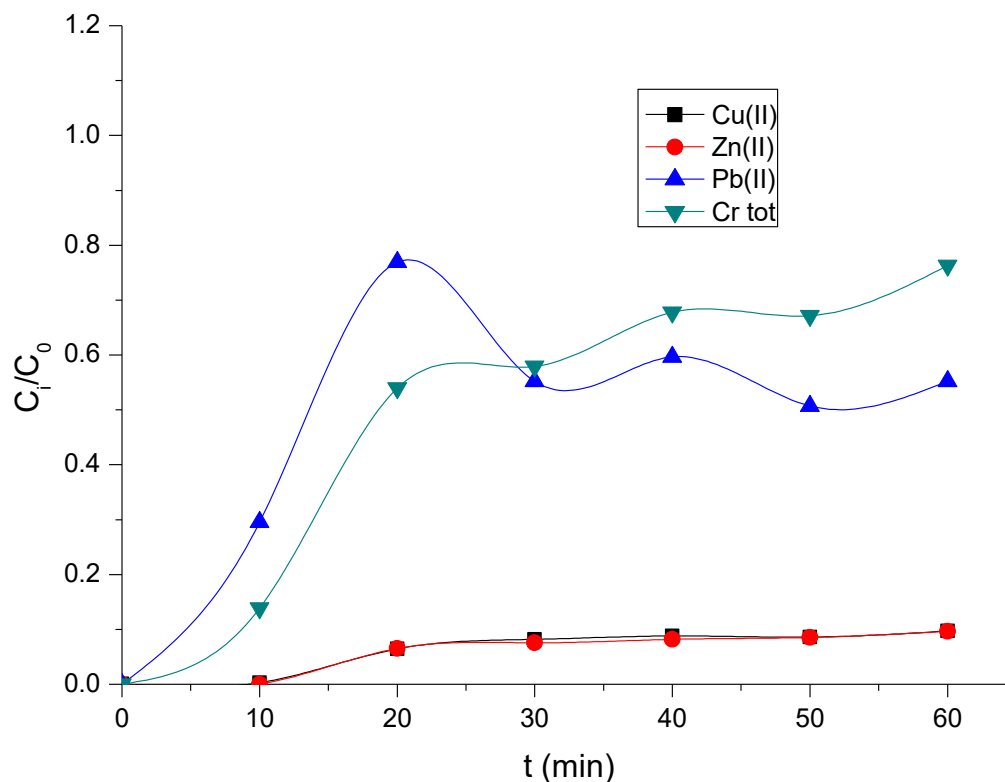


Figura 3.13 Curvas de ruptura a pH = 4.64 y 8 cm de altura de lecho empacado

Los parámetros obtenidos del ajuste de los datos experimentales a los modelos de adsorción de Thomas, Yoon – Nelson y Adams Bohart se encuentran en la tabla 3.4

Tabla 3.4 Parámetros obtenidos de los tratamientos de los datos experimentales con diferentes modelos matemáticos de la figura 3.13

Modelo de Thomas				
Variable	Cu (II)	Zn (II)	Pb (II)	Cr_{tot}
$K_{TH} (mL/min * g)$	----	----	----	0.0080
$q_0 (mg/g)$	----	----	----	84.8825
R^2	----	----	----	0.7950
Modelo de Yoon – Nelson				
$K_{YN} (1/min)$	----	----		0.0574
$\tau (min)$	----	----		29.6910
R^2	----	----		0.7950
Modelo de Adams – Bohart				
$K_{AB} (L/min * mg)$	----	----	----	----
$n_0 (mg/L)$	----	----	----	----
R^2	----	----	----	----

Con $R^2 > 0.7$ se consideraron únicamente los parámetros obtenidos para Cr_{tot} con los modelos de Thomas y Yoon – Nelson. Los valores obtenidos de ambos modelos aplicados fueron menores a los de los dos sistemas multicomponente anteriores para el mismo ion metálico y con un τ (0.5) de 29.7 min, (siendo 9 min más que en las curvas de ruptura obtenidas anteriormente). Aunque se tiene mayor cantidad de adsorbente y con ello aumentar los sitios de adsorción, resultó menos favorable para el sistema con las condiciones de pH de 4.64, altura de 8 cm y velocidad de flujo de 1.3 mL/min.

La figura 3.14 muestra las curvas de ruptura a pH de 5.01 y altura de lecho empacado de 8 cm.

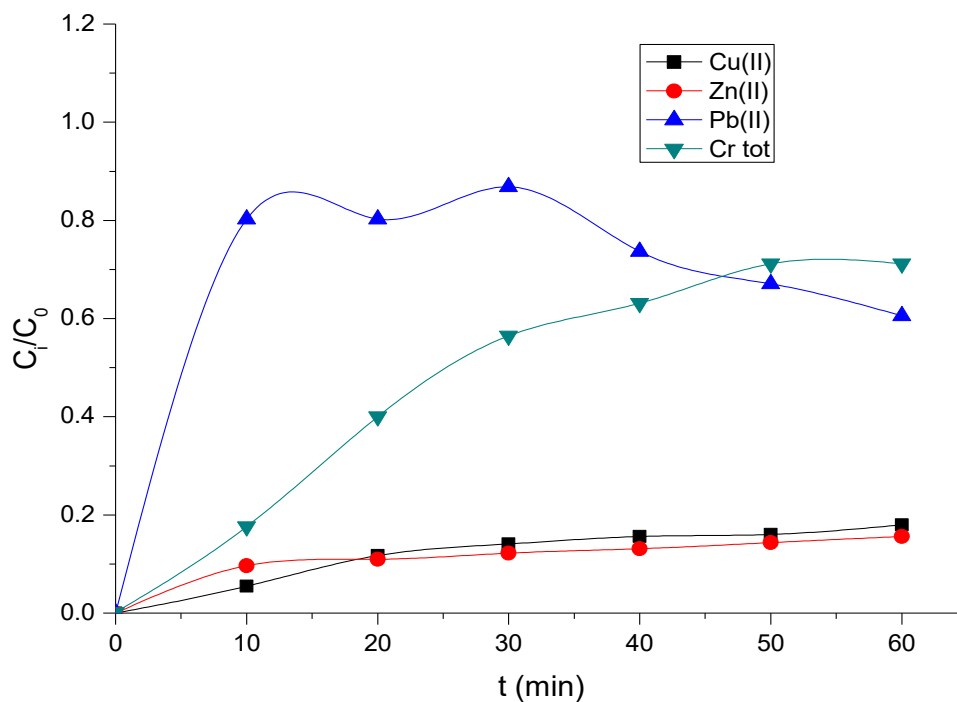


Figura 3.14 Curvas de ruptura a pH = 5.01 y 8 cm de altura de lecho empacado

Las curvas de ruptura a pH de 5.01 y 8 cm de altura de lecho empacado siguen un comportamiento similar a las obtenidas en la figura 3.13 y en el mismo orden. Los parámetros obtenidos de los modelos empleados son los que se muestran en la tabla 3.5

Tabla 3.5 Parámetros de los tratamientos de los datos experimentales con diferentes modelos matemáticos de la figura 3.14

Modelo de Thomas				
Variable	Cu (II)	Zn (II)	Pb (II)	Cr _{tot}
$K_{TH} (mL/min * g)$	----	----	----	0.0085
$q_0 (mg/g)$	----	----	----	84.5920
R^2	----	----	----	0.8726
Modelo de Yoon – Nelson				
$K_{YN} (1/min)$	----	----	----	0.0563
$\tau (min)$	----	----	----	32.2796
R^2	----	----	----	0.8726
Modelo de Adams – Bohart				
$K_{AB} (L/min * mg)$	----	----	----	----
$n_0 (mg/L)$	----	----	----	----
R^2	----	----	----	----

Considerando $R^2 > 0.7$ de los parámetros obtenidos con el ajuste mencionado, fueron para Cr_{tot} con los modelos de Thomas y Yoon – Nelson. Es importante resaltar que los valores de las constantes de ambos modelos son semejantes, incluso la capacidad de adsorción en el modelo de Thomas (84.59 mg/g) y el tiempo de saturación media $\tau(0.5)$ de 32.27 min dando un incremento en el tiempo de ruptura con el modelo de Yoon - Nelson, por lo tanto se tuvo una mejor respuesta para este ion metálico a pH de 5.01

Gutiérrez-López (2016), determinó el Punto de Carga Cero (PZC, por sus siglas en inglés) de 3.42 para el material de perlas de compósito y si se considera que la solución multicomponente tiene un $pH > pH_{PZC}$ entonces la superficie queda cargada negativamente permitiendo que los cationes en la solución sean afines a grupos carboxilo ($-COO^-$) e hidroxilo ($-OH$); caso contrario cuando la solución multicomponente con $pH < pH_{PZC}$ la superficie queda cargada positivamente facilitando la adsorción de aniones a través de interacciones electrostáticas (Alkhaldi *et al.*, 2024), lo que indicó la competitividad de los iones metálicos en el orden $Cu(II) > Zn(II) > Pb(II)$ y el orden de la selectividad de estos elementos fue similar en este estudio. Para Cr_{tot} , como ion CrO_4^{2-} , con los valores de pH durante el proceso de adsorción permitieron mayor selectividad debido a la carga superficial del compósito en comparación de los tres iones metálicos en estudio debido a las interacciones electrostáticas hacia el material adsorbente, lo que dio como resultado para el sistema multicomponente el siguiente orden de selectividad: $Cr_{tot} > Cu(II) > Zn(II) > Pb(II)$.

En la adsorción, el radio iónico también puede ser uno de los factores a considerar en este tipo de procesos, los valores de 69, 74 y 120 y 121 picómetros (pm) para $Cu(II)$, $Zn(II)$, $Pb(II)$ y Cr_{tot} respectivamente, el primero en quedar adsorbido fue el ion $Pb(II)$, seguido de Cr_{tot} y finalmente $Zn(II)$ y $Cu(II)$, aunque estos últimos teóricamente tenían la mayor posibilidad de poder penetrar al interior del material adsorbente y quedar retenidos, no sucedió, mostrando que $Zn(II)$ y $Cu(II)$ tuvieron una competitividad como cationes por la semejanza en sus radios iónicos y con valores de C_i/C_0 aproximadamente de 0.1; esto pudo deberse a la formación de complejos durante el proceso de adsorción. Para el caso de Cr_{tot} que fue el que tuvo mayor y mejor respuesta a los modelos aplicados y a pesar de que su radio iónico es mayor que el resto de los iones en estudio, las propiedades como ion CrO_4^{2-} le dieron ventajas de quedar adsorbido en el material y en relación a $Pb(II)$ con radio iónico

mayor y semejante a Cr_{tot} fue menos selectivo, mostrando picos mayores con valores de C_i/C_0 .

Considerando que la solución multicomponente constituida por agua y los iones metálicos disueltos en solución de ácido nítrico, se tiene referencia de que este ácido se ioniza completamente en agua (Chang y Goldsby, 2003) lo que permite tener la presencia de Cr (III), Cu (II), Zn (II), Pb (II) y los iones NO_3^{1-} todos ellos hidratados, por lo que se puede calcular la fuerza iónica de la solución a partir de la ecuación 4.

$$\mu = \frac{1}{2} \sum Z_i^2 C_i \quad \text{Ecuación 4}$$

Donde μ corresponde a la fuerza iónica de la solución (mol/L), que es igual a 0.5 por la sumatoria del producto de la valencia del ion (Z_i^2) y C_i que es la concentración de los componentes en la solución (Barceló *et al.*, 2020). La tabla 3.6 muestra los datos empleados para el cálculo de la fuerza iónica de la solución multicomponente.

Tabla 3.6 Datos para el cálculo de la fuerza iónica de la solución multicomponente

Componente	Peso molecular (g/mol)	Concentración (mol/L)	Iones presentes en solución	Fuerza iónica (mol/L)
$Pb(NO_3)_2$	331.22	3.02×10^{-3}	$Pb^{2+} NO_3^{1-}$	0.0076
$Cr(NO_3)_3$	238.01	4.20×10^{-3}	$Cr^{3+} NO_3^{1-}$	0.0210
$Cu(NO_3)_2$	187.57	5.33×10^{-3}	$Cu^{2+} NO_3^{1-}$	0.0134
$Zn(NO_3)_2$	189.40	5.28×10^{-3}	$Zn^{2+} NO_3^{1-}$	0.0132

La fuerza iónica de la solución fue $\mu = 0.0551$ mol/L y por componente se pudo observar que el orden decreciente fue Cr (III) > Cu (II) > Zn (II) > Pb (II), lo que pudo dar otro indicativo sobre la competitividad generada en el mismo orden durante el proceso de adsorción.

La adsorción de sistemas multicomponentes ha definido la característica sobre los iones de mayor y menor selectividad, dependiendo de las propiedades del material adsorbente y de los iones metálicos en estudio, como lo menciona Ben *et al.*, 2024, sobre un sistema ternario de Pb (II) > Cu (II) > Cd (II), en el cual este último es el de menor afinidad con el material adsorbente de cáscara de piña de conífera y se estableció una competitividad selectiva entre los grupos funcionales característicos del adsorbente y la presencia de los iones metálicos, se explicó que el comportamiento de menor afinidad para Cd (II) presentó un aumento de la C_i/C_0 mayor a 1.0, con variaciones de alturas de lecho y concentraciones de

la solución multicomponente, lo cual dio efecto de desplazamiento en la curva de ruptura, demostrando la similitud con la variación de altura de lecho con el ion metálico Pb (II) en este sistema multicomponente

Las curvas de ruptura obtenidas en este trabajo de investigación fueron sigmoideas y con comportamientos semejantes a los valores de pH y variaciones de altura de lecho empacado, para los iones metálicos de Cu (II) y Zn (II), aunque existe una cantidad adsorbida en el material, el tiempo de ruptura y de equilibrio los alcanzan a niveles bajos, que puede deberse a la posible formación de complejos o precipitados, de acuerdo a Feixiang, 2024, donde algunos metales pesados divalentes como Pb, Cd, Cu, Zn y Ni tienen normalmente mecanismos similares de adsorción como complejación en la superficie, precipitación e interacciones electrostáticas.

Finalmente, con los valores de pH de 4.68 y 5.01 y con las variaciones de lecho de 4 y 8 cm, se definieron los puntos de ruptura entre los 10 y 20 min y tiempos de equilibrio de 50 y 60 min, además, de que en estas condiciones se calcularon las concentraciones permisibles en descarga de aguas residuales y que cumplen con la normatividad mexicana vigente.

3.7 Procesos de desorción.

Se consideró que una etapa de adsorción y una etapa de desorción cumple un ciclo de adsorción – desorción, por lo que el análisis de resultados se enfocó solo a la primera etapa. Las condiciones de flujo fueron las mismas con una solución de HNO₃ 0.1 M con la gráfica de concentración vs. tiempo.

La figura 3.15 muestra la primera etapa de desorción, se elaboró la gráfica de concentración vs. tiempo y el orden decreciente de desorción es el-siguiente: Cu (II) > Zn (II) > Pb (II) > Cr_{tot}

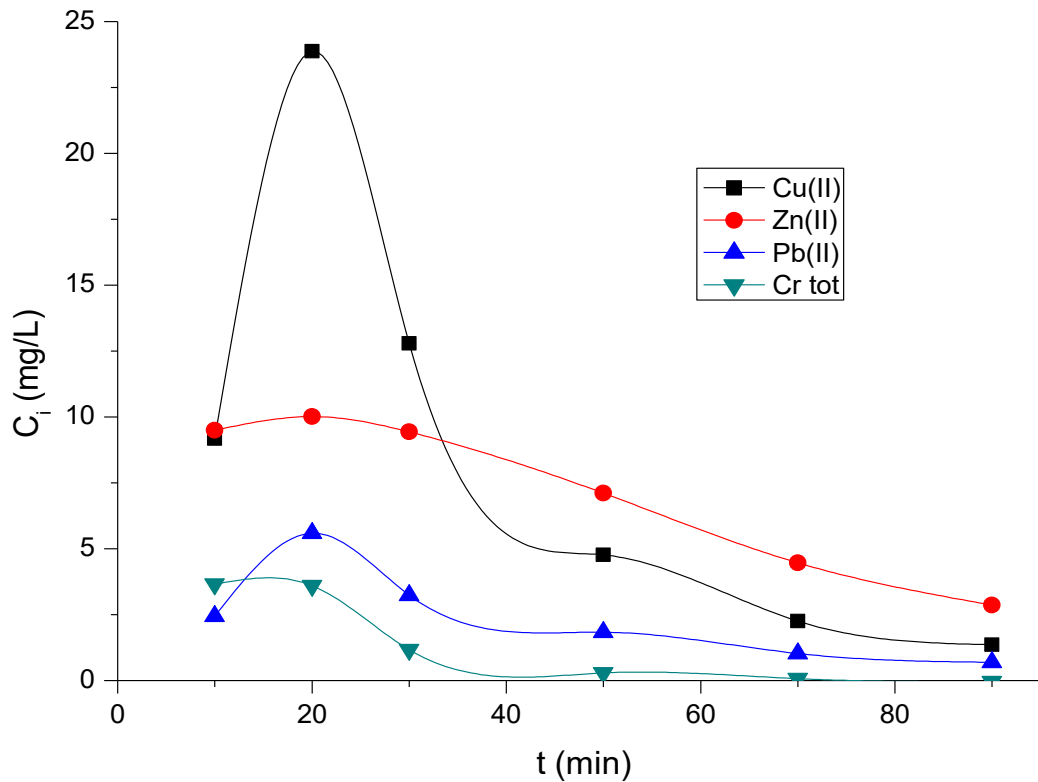


Figura 3.15 Curvas de concentración de la desorción de la columna, saturada con solución multicomponente a pH = 4.68 y 4 cm de lecho empacado

En la misma figura 3.15 se puede observar de manera directa que la concentración obtenida al final del proceso durante la prueba de 90 minutos para cada uno de los iones metálicos fue de 4, 2, 1 y 0.5 mg/L para Zn (II), Cu (II), Pb (II) y Cr_{tot} respectivamente.

La figura 3.16 muestra la gráfica de concentración de la columna saturada con una solución de, a pH de 5.01 y 8 cm.

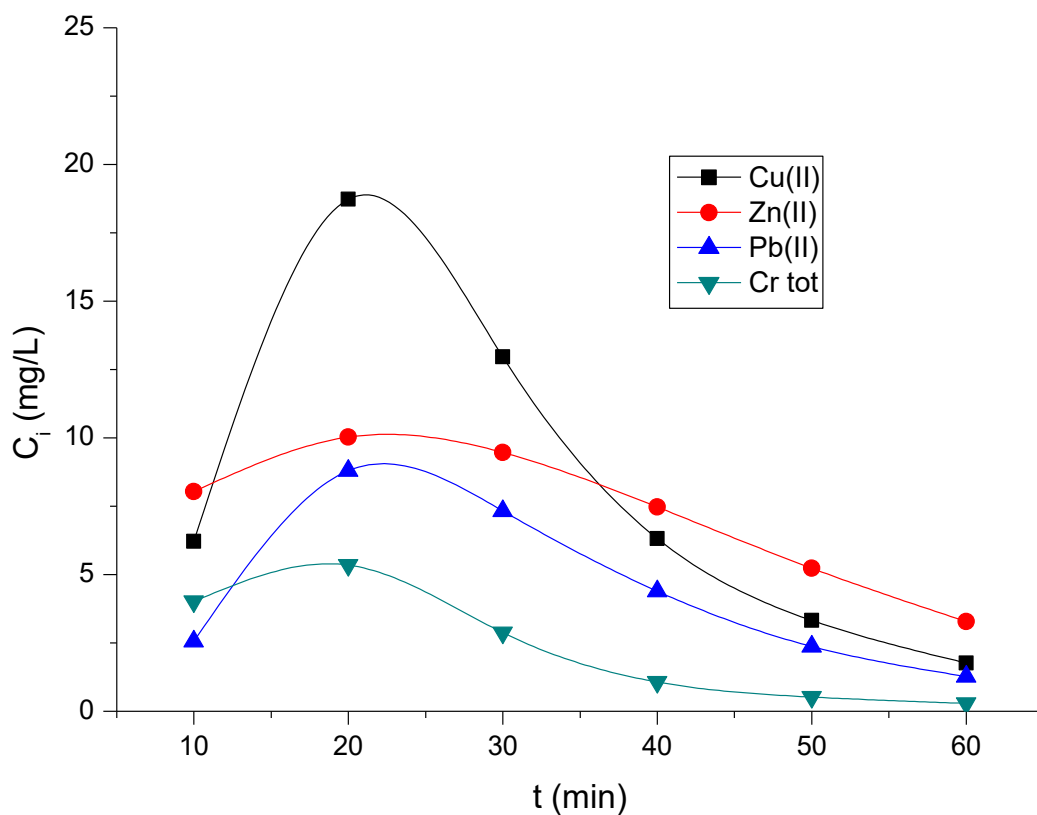


Figura 3.16 Curvas de concentración de la desorción de la columna, saturada con solución multicomponente a pH = 5.01 y 8 cm de lecho empacado

En la figura 3.16 se observa que la concentración en la etapa de regeneración para cada uno de los iones metálicos fue de 4, 2, 1 y 0.5 mg/L para Zn (II), Cu (II), Cr_{tot} y Pb (II) respectivamente en 60 minutos.

Como resultado de los datos obtenidos en los parámetros de capacidad de adsorción, el tiempo de regeneración del material fue mayor para 4 cm de lecho empacado y menor en 8 cm.

4. CONCLUSIONES

El material de *Lemna gibba* de origen orgánico fue estable en todas las etapas del pretratamiento y síntesis de compósito, con condiciones de almacenamiento en recipientes herméticamente cerrados, protegidos de la luz y sin exceso de humedad. Además, las pruebas de termogravimetría y calorimetría indicaron que el compósito es resistente y estable, que puede ser hidratado en el momento en que se requiera. Además, el aprovechamiento de este material resalta que al ser recolectado de los cuerpos de agua implica la regeneración de éstos y económicamente se deben considerar gastos por recolección y transporte

Los análisis SEM – EDS descartaron la presencia de metales pesados en la *Lemna gibba*, ya que algunos estudios hacen mención sobre su capacidad de adsorción de estos contaminantes en los sistemas acuáticos. Por análisis de microscopía electrónica de barrido en las perlas de compósito se observó una morfología heterogénea e irregular, con un diámetro promedio de 2 mm en base seca y se identificaron la presencia de espacios como sitios activos disponibles sobre la superficie y al interior de las perlas. Con el análisis BET se determinó el tamaño de poro del material seco con un valor de 3.14 nm.

La selectividad de los iones metálicos para las condiciones de estudio específicas del sistema multicomponente fue en el orden $Cr_{tot} > Cu(II) > Zn(II) > Pb(II)$ y la competitividad entre los iones metálicos se destacó por diversos factores en el proceso de adsorción como: los radios de los iones metálicos, el pH de la solución, la variación de altura de lecho empacado y la fuerza iónica de los componentes, lo que dio como resultado que Pb(II) fue el primero en adsorberse, definiéndolo así, como el menos selectivo con el material y por el aumento en la adsorción por arriba de la concentración inicial en el comportamiento de las curvas de ruptura.

Con las condiciones dadas, se establecieron los puntos de ruptura entre los 10 y 20 min, los tiempos de equilibrio de 50 y 60 min y con los resultados de concentración obtenidos al final del proceso de adsorción se cumple con los límites permisibles de descarga de aguas en ríos, arroyos, canales y drenes que establece la normatividad mexicana vigente. En el proceso de regeneración, la desorción de los metales dependió de la altura de la columna y se recomienda emplear una solución de ácido nítrico 1 M para estudios posteriores, ya que la desorción no fue completa con una solución de ácido nítrico 0.1 M

5. REFERENCIAS

- Alkahaldi Huda, Alharthi Sarah, Alharthi Salha, AlGhamdi Hind A., AlZahrani Yassmen M., Mahmoud Safwat A., Galal Amin Lamia, Al-Shaalan Nora Hamad., Boraie Waleed E., Attia Mohamed S., Al Gahtany Samera Ali., Aldaleeli Nadhia., Ghobashy Mohamed M., Sharshir A.I., Madani Mohamed, Darwesh Reem y Abaza Sana F. (2024). Sustainable polymeryc adsorbents for adsorption-based water remediation and pathogen deactivation: a review, *Royasl Society of Chemistry* DOI: 10.1039/D4RA05269B
- Barceló Quintal Icela Dagmar, Solís Correa Hugo Eduardo, García Albortante Julisa y Vega Paz Araceli. (2020). Determinación de la precipitación de Ca^{2+} , Cd^{2+} , Cu^{2+} y Pb^{2+} utilizando sus constantes de equilibrio en aguas de la Presa José Antonio Alzate y sus afluentes, *Revista tediq* 6(6), 119
- Bell E, Morris D, Sadegui M.A, Gostick J. (2024) BEaTmap: Simplified rigorous BET analysis of isothermal adsorption data, *Journal of Open Research Software*, 12:5, DOI: <https://doi.org/10.53347jors.403>
- Ben Amar Marwa, Mallek Maryam, Valverde Abel, Monclús Hector, G. Myers Timothy, Salvadó Victora y Cabrera – Codony Alba. (2024). Competitive heavy metal adsorption on pinecone shells: Mathematical modelling of fixed-bed column and surface interaction insights, *Science of the Total Environment*, 917, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.170398>
- Burciaga-Montemayor N.G., Claudio-Rizo J.A., Cano-Salazar L.F., Martínez-Luévanos A., y Vega-Sánchez P. (2020). “Compositos en estado hidrogel con aplicación en la adsorción de metales pesados presentes en aguas residuales”, *TIP Revista Especializada en Ciencias Químico-Biológicas*, 23, 1-13.
- Carreño-De-León M.C. Flores-Alamo N. Solache-Ríos M.J. Hernández Berriel M.C. (2019). “Removal behaviour of Pb (II) from wastewater by composites of different sodium alginate: *Zea mays* rachis ratios” *Desalination and Water Treatment*, 1-8. <https://doi.org/10.5004/dwt.2019.2482>

Chang Raymond y Goldsby Kenneth A. (2003) Química, undécima edición, Mc Graw Hill, China

Dongxiao Ouyang, Yuting Zhuo, Liang Hu, Qiang Zeng, Yuehua Hu, Zhiguo He, (2019) “Research on the Adsorption Behaviour of Heavy Metal Ions by Porous Material Prepared with Silicate Tailings”, Minerals, 9(5): 291. <https://doi.org/10.3390/min9050291>

Feixiang Hua. (2024). Research progress of biochar materials in heavy metal pollution treatment application, E3S web of conferences 580, 02001, <https://doi.org/10.1051/e3sconf/202458002001>

Frent, O.D., Vicas, L.G., Duteanu, N., Morgovan, C.M., Jurca, T., Pallag, A., Muresan, M.E., Filip, S.M., Lucaciu, R., y Marian, E. (2022). Physico – Chemical Properties of sodium Alginate. In Encyclopedia.

Gourchane F., Bouyahya A., Laaouan M., Zaaboul F y El Hourch A. (2023). Bioadsorption of Cl reactive blue 203 dye by duckweed *Lemna gibba*’s poder, Moroccan Journal of Chemistry, 11:03, pp. 674 – 688, <https://doi.org/10.48317/IMIST.PRSM/morjchem-v11i3.4016>

Gutiérrez-López D. (2016). “Síntesis y Caracterización de Perlas de *Lemna gibba*-Alginato para la remoción de Metales Pesados de la Laguna de Chimaliapan”, Tesis para obtener el Título de Ingeniera Química, Instituto Tecnológico de Toluca.

Gutiérrez-López D., Flores-Alamo N., Carreño-De-León M.C., & Solache-Ríos M.J. (2020). Removal of Pb (II) from Aqueous Solution by using micro-spheres of *Zea mays rachis*-sodium alginate by batch and column systems, IWA Publishing, Water Supply.

Ledea Lozano, Oscar E., Castro Fernández Haney, González Santos Ramón, Farina de Souza Marcos, Linhares Rossi André y De Oliveira Mair (2010). Aplicación de la Microscopía Electrónica de Barrido en la caracterización de la Poliapatita, CENIC, 41, 1-6

- Londoño – Franco Luis Fernando, Londoño – Muñoz Paula Tatiana y Muñoz García Fabián Gerardo (2016). Los riesgos de los metales pesados en la salud humana y animal, *Biotecnología en el Sector Agropecuario y Agroindustrial*, 14:2, 145 – 153 pp.
- Najib Al – mahbashi., Kutty S.R.M., Jagaba A.H., Al Nini A., Ali M., Saeed A.A.H, Ghaleb A.A.S & Upaka R. (2022). Column Study for Adsorption of Copper and Cadmium Using Activated Carbon Derived from Sewage Sludge", *Advances in Civil Engineering*, 2022, 11, ID-3590462, <https://doi.org/10.1155/2022/3590462>
- Mamani-Navarro W, Inofuente-Ccarita W.R, De-La-Cruz-Paredes D.W, Zea-Sacachipana N, Salas-Sucaticona R, Mamani-Coaquira D, & Sucapuca-Mamani R (2019). “Adsorción de Metales Pesados de Aguas Residuales de la Mina Lunar de Oro con Carbón Activado de Lenteja de Agua (*Lemna gibba* L.), Ñawparisun-Revista de Investigación Científica, 1(2), 13-20.
- Miranda M.G y Quiroz A. (2013). “Efecto del fotoperiodo en la remoción del plomo por *Lemna gibba* L. (*Lemnaceae*)”, *Polibotánica*, 36, 147-161, ISSN: 1405-2768.
- NMX-AA-051-SCFI-2016 Análisis de agua-Medición de metales por absorción atómica en aguas naturales, potables, residuales y residuales tratadas-Método de prueba, <http://www.economia.nmx.gob.mx> (fecha de consulta: 17 de marzo de 2025)
- NOM-001-SEMARNAT-2021 establece los límites permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en cuerpos receptores propiedad de la nación, DOF: 11/03/2022 (fecha de consulta: 17 de marzo de 2025)
- Olivera Paula y Quispe Guido (2011). Caracterización química de *Lemna* o Lenteja de agua del lago Titicaca mediante análisis de fluorescencia de Rayos X en energía dispersiva, IPEN, Informe Científico Tecnológico, Perú.
- Omolara Afolabi Felicia y Musonge Paul. (2024). Mathematical modelling of a binary system of copper and lead biosorption in a fixed bed column, *Transactions on Ecology and the Environment*, 262, doi:10.2495/SDP240451

- Pérez-López E. y Alvarado-Rodríguez D.C. (2018). Cuantificación por absorción atómica de Cu, Fe y Zn en alcohol destilado y agua, Cuadernos de Investigación UNED, 10(2), 387-396, ISSN: 1659-441X
- Piqué T.M. y Vázquez A. (2012). Uso de Espectroscopía Infrarroja con Transformada de Fourier (FTIR) en el Estudio de la Hidratación del Cemento, Concreto y Cemento, Investigación y Desarrollo, 3(2), 62-71
- Qasem, Naeef A.A., Mohamed Ramy H y Lawal Dahiru U. (2021). Removal of heavy metal ions from wastewater: a comprehensive and critical review, Clean Water, 4:36, <https://doi.org/10.1038/s41545-021-00127-0>
- Rodríguez Ellen y Villegas Ernesto (2012). Caracterización de polímeros aplicando el método termogravimétrico, 2, pp. 25-32, *LanammeUCR*.
- Sánchez – Silva Jonathan M, González – Estrada Ramsés R, Blancas – Benitez Francisco J y Fonseca – Cantabrana Ángel. (2020). Utilización de subproductos agroindustriales para la bioadsorción de metales pesados. TIP REVISTA ESPECIALIZADA EN CIENCIAS QUÍMICO – BIOLÓGICAS, 26: 1-18, <https://doi.org/10.22201/fesz.23958723e.2020.0.261>
- Sánchez - Villavicencio, M., González - Márquez, H., & Miranda - Arce, M. G. (2012). Proteínas de estrés en *Lemna gibba* (Lemnaceae) expuesta al boro. Hidrobiológica, 22(3), 282-289.
- Skoog Douglas A., Holler F. James y Nieman Timothy A. (2001), Principios de análisis instrumental, quinta edición, Mc Graw Hill, España.
- T.A. Saleh, Mustaqueem M. y Khaled M. (2022). Water treatment technologies in removing heavy metal ions from wastewater: a review, Environmental Nanotechnology, monitoring and management, 17, <https://doi.org/10.1016/j.enmm.2021.100617>

Valladares Cisneros, María Guadalupe, Valerio Cárdenas Cinthya, De la Cruz Burelo Patricia y Melgoza Alemán Rosa María (2016). Adsorbentes no convencionales, alternativas sustentables para el tratamiento de aguas residuales, 16:31, pp. 55-73, ISSN 1692 – 3324, DOI: 10.22395/rium.v16n31a3

Worch Eckhard. (2012). Adsorption technology in water treatment: Fundamentals, processes and modeling, e-ISBN 978-3-11-024023-8, Walter de Gruyter GmbH and Co. KG, Berlin, Boston.