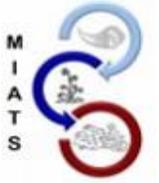




UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MORELOS



MAESTRÍA EN INGENIERÍA AMBIENTAL Y TECNOLOGÍAS SUSTENTABLES

**Remoción de metales pesados en agua mediante el
uso de una columna de lecho fijo empacada con tezontle**

TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE:

MAESTRA EN INGENIERÍA AMBIENTAL Y

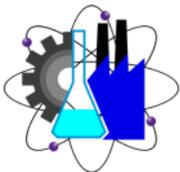
TECNOLOGÍAS SUSTENTABLES

PRESENTA

Q.I JUDITH PEÑA ANGEL

Director de Tesis

Dr. Hugo Albeiro Saldarriaga Noreña



Facultad de Ciencias
Químicas e Ingeniería

Cuernavaca Morelos

2024



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MORELOS



AGRADECIMIENTOS

Primeramente, quiero agradecer a mi asesor el Dr. Hugo Albeiro Saldarriaga Noreña por darme su apoyo en todo momento y paciencia para el desarrollo de este trabajo.

A mis asesores miembros del comité revisor, Dra. Josefina Vergara, Dr. Mario Alfonso Murillo Tovar, Dra. Mariana Romero Aguilar y Dra. Loyda Albañil por compartir su conocimiento y guía en este trabajo.

Agradezco también al Dr. Alexis Joavany Rodríguez Solís del Centro de Investigación en Biotecnología CEIB de la Universidad Autónoma del Estado de Morelos y su equipo de trabajo por el apoyo brindado por el uso de su equipo en su laboratorio.

Este trabajo de investigación se realizó en el laboratorio 313 de Química Analítica y Ambiental del Centro de Investigaciones Químicas (CIQ) de la Universidad Autónoma de Estado del Morelos, bajo la asesoría del Dr. Hugo Albeiro Saldarriaga Noreña, con el apoyo financiero del Programa de Becas nacionales de Posgrado, otorgado por el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) con el número de proyecto 1101617.



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MORELOS



Dedicatoria

A mis hijos

Son mi mayor motivo de vida.

Cuando comencé esta hermosa etapa solo me acompañaba mi hija, sin imaginar que la terminaría con otro ser, quién me enseñó que lo que yo creía dificultoso aun no lo era y que yo podía dar aún más de mí.

A mis padres

Porqué gracias a ellos lo empezado con una carrera profesional, esto es parte de un seguimiento.

A mi pareja

Por siempre apoyarme, estar conmigo incondicionalmente, sostenerme y no dejarme caer.

A mi gato

Por ser mi única compañía en esas noches de desvelo.

A Dios

Por enseñarme y darme cosas hermosas.



Contenido

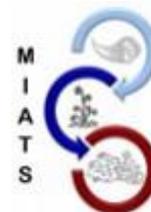
AGRADECIMIENTOS.....	2
Dedicatoria	3
Lista de abreviaturas	11
Lista de figuras	13
RESUMEN	15
ABSTRACT	17
Introducción.....	19
Capítulo 1	22
1.1 Antecedentes	22
1.2 Marco teórico.....	24
1.2.1 Metales pesados	25
1.2.2 Las fuentes de contaminación por metales	26
1.2.3 Toxicidad de los metales y su implicación en la salud humana.....	27
1.2.3.1 Cobre	28
1.2.3.2 Plomo	29
1.2.4 Materiales adsorbentes	30
1.2.4.1 Adsorbentes convencionales	29

1.2.4.2 Adsorbetes no convencionales	32
1.2.4.3 Características fundamentales que distingue a un buen adsorbente	30
1.2.4.4 Características que debe presentar un buen adsorbente de bajo costo	31
1.2.4.5 Tezontle	33
1.2.4.5.1 Propiedades físicas	32
1.2.4.5.2 Propiedades Químicas	33
1.2.5 Tecnologías tradicionales para el tratamiento de efluentes que contienen metales	36
1.2.5.1 Filtración por membrana	37
1.2.5.2 Coagulación/floculación-precipitación	37
1.2.5.4 Electrolisis	38
1.2.5.5 Intercambio iónico	39
1.2.5.6 Nanofiltración	39
1.2.5.7 Ultrafiltración.....	40
1.2.5.8 Precipitación química	40
1.2.5.9 Adsorción	40
1.2.6 Tipos de adsorción	42
1.2.6.1 Fisorción o adsorción física.....	41
1.2.6.2 Quimisorción o adsorción química	42

1.2.6.3 Diferencias entre adsorción química y adsorción física	41
1.2.7 Isotermas de adsorción	44
1.2.7.1 Isoterma Freundlich.....	45
1.2.7.2 Isoterma Langmuir	46
1.2.8 Cinética de adsorción	48
1.2.9 Modelos empíricos de cinéticas de sorción	50
1.2.9.1 Modelos Lagergren- Ecuación de pseudo primer orden.....	51
1.2.9.2 Ecuación de pseudo-segundo orden.....	52
1.2.10 Biosorción.....	53
1.2.11 Factores que influyen sobre el proceso de adsorción	54
1.2.11.1 Efecto de la temperatura	54
1.2.11.2 Influencia del pH.....	55
1.2.11.3 Tamaño de la partícula	56
1.2.11.4 Efecto de la concentración de biomasa.....	57
1.2.11.5 Efecto de la concentración inicial del ion metálico.....	57
1.2.11.6 Interferencias de otras sustancias	57
1.2.12 Especiación de metales (M).....	56
1.2.12.1 Reacciones de especiación de metales	57



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MORELOS



1.2.13 Filtro batch.....	60
1.2.14 Técnicas de caracterización de materiales.....	61
1.2.14.1 Difracción de Rayos X (DRX).....	61
1.2.14.2 Microscopia electrónica de barrido (SEM).....	63
1.2.14.3 Espectroscopía de absorción atómica (EAA).....	65
1.2.14.3.1 Principio.....	65
1.2.14.3.2 Instrumentación.....	66
1.2.14.3.3 Lámpara	68
1.2.14.3.4 Absorbancia	69
1.2.14.3.5 Ley de Beer-Lambert	69
1.2.15 Digestión ácida.....	71
1.2.15.1 Tipos de ácidos usados en digestores	73
Capítulo 2.....	74
2.1 Planteamiento del problema de investigación.....	75
2.2 Hipótesis	75
2.3 Justificación.....	75
2.4 Objetivos	75
2.4.1 Objetivo general.....	76



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MORELOS



2.4.2 Objetivo específico.....	76
Capítulo3.....	76
3.1 Diseño experimental.....	77
3.2 Estrategia experimental.....	79
3.3 Materiales y métodos.....	80
3.3.1 Filtro-adsorbente	80
3.3.2 Preparación de las soluciones sintéticas	80
3.3.3 Filtro tipo Batch.....	80
3.3.4 Ensayos de adsorción	80
3.3.5 Lavados del tezontle.....	81
3.3.6 Difracción de Rayos X	81
3.3.7 Microscopía Electrónica de Barrido (SEM)	82
3.3.8 Digestión ácida en sistema abierto	82
3.3.9 Porcentajes de remoción de los metales	83
Capítulo 4	85
4.1 Resultados y discusión	85
4.1.1 Difractogramas y micrografías.....	85
4.1.2 Análisis por Microscopía Electrónica de Barrido (SEM)	84



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MORELOS



4.1.2.1 Tezontle rojo.....	85
4.1.2 Tezontle negro.....	88
4.3 Eficiencia de remoción.....	91
4.3.1 Tezontle negro	91
4.3.1.1 Pb.....	91
4.3.1.2 Cu.....	92
4.3.2 Tezontle rojo	93
4.3.2.1 Pb.....	93
4.3.2.2 Cu.....	94
4.4 Cinética de adsorción	96
4.5 Termodinámica del proceso.....	97
4.5.1 Diagramas de Pourbaix para Pb y Cu	98
Capítulo 5	101
5.1 Conclusiones	101
Perspectivas.....	102
Referencias	103

Índice de tablas

1. Límites máximos permisibles de metales y metaloides para consumo humano	25
2. Adsorbentes convencionales y no convencionales	31
3. Propiedades del tezontle	34
4. Diferencias entre Fisorción y Quimisorción	41
5. Composición elemental del tezontle rojo en % atómico	84
6. Composición elemental tezontle negro	87
7. Cinéticas de adsorción para Cu y Pb en ambos materiales	95

Lista de abreviaturas

% Rem:	porcentaje de remoción
μM	micromol
b:	constante de equilibrio (L/mg)
Ce:	concentración final
Cmol/kg^{-1}	centimoles por kilogramo
Co:	concentración inicial
Cu:	Cobre
EEA:	espectrometría de absorción atómica
ESHE/V	Potencial de voltaje con respecto al electrodo de hidrógeno estándar
g:	Gramos
k1:	constante de velocidad de reacción de pseudo-primer orden (1/min)
k2:	constante de velocidad de reacción de pseudo-segundo orden [g/(mg*min)]
mg/g:	miligramos sobre gramo
min:	Minutos
ml:	Mililitros
Pb:	Plomo
pH:	potencial de hidrógeno
ppm:	partes por millón
psi:	libras por pulgada cuadrada
q max:	capacidad máxima de adsorción



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MORELOS



qe:	capacidad de adsorción en el equilibrio (mg/g)
r:	coeficiente de correlación
R ² :	Coeficiente de determinación
SEM:	microscopía electrónica de barrido
TOT	Total
umas:	unidad de masa atómica
XRD:	difracción de rayos X

Lista de figuras

1. Tipos de Tezontle, rojo, negro, amarillo y blanco	33
2. Mecanismo de adsorción propuesta por Weber y Smith en 1987	49
3. Reactor Discontinuo Batch (Marcial, 2008)	60
4. Partes de un Difractómetro electrónico de barrido	63
5. Partes de un microscopio electrónico	65
6. Representación esquemática del haz de electrones	64
7. Niveles de energía de un electrón	66
8. Esquema de un espectrofotómetro de absorción atómica	67
9. Esquema de una lámpara de cátodo hueco	67
10. Filtro tipo batch	76
11. Tezontle rojo y negro	756
12. Diagrama de flujo de la parte experimental	78
13. Filtro tipo batch empaquetado con tezontle y la muestra	80
14. Difractómetro	81
15. Microscopio electrónico de barrido	81
16. Espectrofotómetro de absorción por flama	82
17. Morfología del tezontle rojo con magnificación de a)100x, y b) 300x	86
18. Micrografía del tezontle negro con magnificación de 5 μ m.	89
19. Porcentaje de remoción de Pb en el tezontle negro	91
20. Porcentaje de remoción de Cu en el tezontle negro	92



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MORELOS



21. Porcentajes de remoción de Pb en el tezontle rojo	93
22. Porcentaje de remoción de Cu en el tezontle rojo	94
23. Diagrama de Pourbaix para el sistema Pb-agua a 25°C	97
24. Diagrama de Pourbaix para el sistema Cu-agua a 25°C	98

RESUMEN

En este proyecto se estudió el comportamiento del tezontle como adsorbente de metales pesados presentes en agua.

El objetivo de este trabajo fue evaluar la eficiencia de remoción de Pb y Cu a distintos niveles de pH (4, 7 y 9), a una concentración de 10 mg/L en dos tipos de adsorbentes, tezontle rojo y negro, empaquetados en una columna de lecho fijo.

La caracterización de ambos materiales se realizó mediante microscopia electrónica de barrido. El tezontle rojo presenta una superficie porosa, mientras que en el tezontle negro es heterogénea y rugosa y con una porosidad menor que la del tezontle negro.

El análisis DRX para ambos mostró una composición muy similar, respecto a los contenidos de oxígeno, carbono, silicio y aluminio.

La determinación de los metales antes y después de la adsorción, se realizó mediante la técnica de espectrofotometría de absorción atómica, con esta información se evaluaron los porcentajes de remoción de los dos metales en ambos materiales. Los resultados indicaron que en los dos estudiados metales los mayores porcentajes de remoción se presentaron a pH 4, seguido por pH 7 y finalmente pH 9, siendo ligeramente mayor en el tezontle rojo.

El porcentaje de remoción a pH 4 en tezontle negro para Pb fue del 86.05 % y para Cu del 88.85 %, mientras que en tezontle rojo para Pb fue del 89.1% y para Cu del 98.7 %.

Por su parte, el modelo cinético que mejor describió el proceso de remoción fue el de pseudo primer orden para ambos tezontles tanto para Pb y Cu, lo que sugiere la adsorción fue por fisorción.



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MORELOS



Con el desarrollo del trabajo se logra identificar que el uso del tezontle rojo y negro como adsorbente de metales pesados en agua, resulta ser una alternativa eficiente, sustentable y económica.

ABSTRACT

In this project, the behavior of tezontle as an adsorbent of heavy metals present in water was studied.

The objective of this work was to evaluate the removal efficiency of Pb and Cu at different pH levels (4, 7 and 9), at a concentration of 10 mg/L in two types of adsorbents, red and black tezontle, packaged in a fixed bed column.

The characterization of both materials was carried out by scanning electron microscopy. Red tezontle has a porous surface, while black tezontle is heterogeneous and rough and has a lower porosity than black tezontle.

The XRD analysis for both showed a very similar composition, regarding the contents of oxygen, carbon, silicon and aluminum.

The determination of the metals before and after adsorption was carried out using the atomic absorption spectrophotometry technique; with this information, the removal percentages of the two metals in both materials were evaluated. The results indicated that in the two metals studied the highest removal percentages occurred at pH 4, followed by pH 7 and finally pH 9, being slightly higher in the red tezontle.

The removal percentage at pH 4 in black tezontle for Pb was 86.05% and for Cu 88.85%, while in red tezontle for Pb it was 89.1% and for Cu 98.7%.



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MORELOS



For its part, the kinetic model that best described the removal process was the pseudo-first order model for both tezontles, both for Pb and Cu, which suggests the adsorption was by physisorption. With the development of the work, it is possible to identify that the use of red and black tezontle as an adsorbent of heavy metals in water turns out to be an efficient, sustainable and economical alternative.

Introducción

El agua es un líquido vital para los seres vivos. Esta forma parte de todas las actividades humanas, agrícola, industrial y recreativa (Navarro et al., 1993).

Las actividades humanas pueden influir en la calidad del agua en diversas formas, incluyendo la descarga de aguas residuales municipales, industriales y agrícolas a las aguas superficiales, subterráneas, adicionando contaminantes de diversa índole, tales como: sustancias químicas, biológicas, biodegradables y no biodegradables (Landeros, 2014).

La contaminación del agua es uno de los problemas más complejos que se le presenta a la ciencia en la actualidad, debido a la escasez de este líquido y al alto crecimiento poblacional, lo cual hace que esta situación empeore día a día.

Esta problemática ha ido aumentando debido principalmente a actividades antrópicas. Entre las principales fuentes de contaminación de cuerpos de agua se encuentran la minería, la metalúrgica, la agricultura, los vehículos automotores y el aporte natural en ciertos acuíferos (Covarrubias, 2017).

Los metales pesados son algunos de los principales contaminantes del agua, entre los más frecuentes se encuentran el Sb, As, Cd, Cu, Cr, Hg, Ni, Pb, Se, Zn. El aporte de estos al ciclo hidrológico procede de diversas fuentes, siendo una de ellas de origen litogénico o geoquímico a

partir de los minerales que, por causas de erosión, lluvias, etc. son arrastrados al agua (Lao et al., 2001). Asimismo, se pueden incorporar por descargas domésticas, agrícolas e industriales.

Los metales son especies químicas no degradables; por tal motivo, una vez, vertidos al ambiente, pueden distribuirse en los distintos compartimentos ambientales: aire, agua y suelo.

Debido a su movilidad en los ecosistemas acuáticos y a su toxicidad para las formas superiores de vida, a los iones de metales pesados presentes en los abastecimientos de aguas superficiales y subterráneos, se les ha dado prioridad como los contaminantes inorgánicos más importantes en el ambiente (Cuizano et al., 2010).

Los metales pesados se pueden clasificar en esenciales y no esenciales. Los esenciales son aquellos que los organismos necesitan en pequeñas cantidades para realizar procesos fisiológicos y funciones bioquímicas, entre los que se encuentran Pb, Fe, Zn, Mn, Cu, Hg y Ni.

Entre tanto, los no esenciales son aquellos que los organismos no necesitan para sobrevivir ni para realizar sus funciones vitales (fisiológicas y bioquímicas), ejemplo, Cd, Cr y As.

Por ejemplo, entre los metales esenciales que pueden consumir los humanos en su dieta diaria en concentraciones bajas sin causar daño se encuentran el Pb 0.01 mg/L, Cu 2.00 mg/L y Hg 0.006 mg/L, entre otros (NOM-127-SSA1-2017, 2017).

Mientras que, para las plantas son esenciales para su desarrollo normal, ya que son componentes y/o catalizadores para proteínas y enzimas (Mn^{2+} , Fe^{3+} , Zn^{2+} , Cu^{2+}), y otros metales pese a no ser esenciales si resultan beneficiosos para las plantas (Cr^{3+} , V, Ti, Co, Se), también

supone un peligro en suelos ácidos en donde la fitotoxicidad por metales crea un problema para la formación de las raíces, algunos de estos terminan adicionándose a la cadena trófica. (Pabón et al., 2020).

Para garantizar la seguridad de la salud de las personas y el ambiente, se requieren sistemas de tratamiento de aguas altamente eficientes. Actualmente se han implementado diversos métodos físicos y químicos, tales como la filtración, coagulación, procesos de membrana, precipitación, intercambio iónico, entre otros; con la finalidad de depurar metales pesados en el medio acuoso, sin embargo, el proceso de adsorción se ha considerado eficiente al tener mayor oportunidad en la implementación de sorbentes (Ponce et al., 2013).

Una alternativa para la remoción de metales en agua, puede ser el tezontle, el cual es una roca volcánica de gran abundancia en la república.

Capítulo 1

1.1 Antecedentes

En México, la minería constituye una de las actividades con mayor tradición practicada desde la época prehispánica y reconocida en la historia como un factor de avance y desarrollo económico para el país. Sin embargo, esta tiene un impacto considerable sobre el ambiente (Covarrubias, 2017).

Las primeras manifestaciones se producen en la región occidente de Mesoamérica, a partir del siglo XVI, y en donde adquirió gran presencia por haber sido el área puntera de esta actividad, produciendo no sólo bienes suntuarios de oro y plata, sino coas, hachas, escoplos y otros instrumentos metálicos de cobre, aplicaciones metalúrgicas (Ayala, 2003).

Los mesoamericanos obtenían los minerales por excavar cuevas en la tierra “mina”, *tlallan oztolataca*, (idioma náhuatl) o recolección en los ríos o terrenos poco profundos. Ellos trabajaban y aprovechaban el oro (*teocuitlatl*), cobre, (*teputztli*), plata, (*teocuitlatl*), plomo, (*temetztl*), estaño, (*amóchitl*), hierro, (*temetztl*), mercurio, (*azogue*) (Ayala, 2003).

Actualmente, existe una gran preocupación en la sociedad por la presencia de estas sustancias en agua para consumo humano.

La agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible, aprobada en septiembre de 2015 por La Asamblea General de las Naciones Unidas, establece una visión transformadora hacia la sostenibilidad económica, social y ambiental. En ella se acordó el objetivo # 6: “agua limpia y saneamiento”, de esta manera se busca asegurar la disponibilidad y la gestión sostenible de agua para los 193 estados miembros de las Naciones Unidas, otorgándole al agua un carácter prioritario (ONU, 2023).

En este sentido, diversos trabajos de investigación se han desarrollado alrededor del mundo, enfocados en la remoción de metales pesados del agua, empleando biomasa viva o muerta, por ejemplo, Cazón (2012) utilizó algas marinas, en este tipo de biomasa se encuentran un gran número del trabajos con distintos tipos de algas (Cazón J. P., 2012).

También se ha implementado la biosorción de Cd, Pb y Zn utilizando algas rojas, cáscara de naranja y tuna, en efluentes residuales de minería derivados del proceso de extracción de carbón y almacenamiento de material estéril del área carbonífera ubicada en el sur del departamento de la Guajira, Venezuela (Vizcaino & Fuentes, 2014).

Otros estudios han utilizado microorganismos (levaduras, hongos, algas bacterias y cierta flora acuática) como biosorbentes de metales pesados, estas técnicas ofrecen una alternativa potencial a los métodos ya existentes para la desintoxicación y recuperación de metales tóxicos o valiosos presentes en aguas residuales industriales, por ejemplo (Olivia, 2000).

El uso de materia viva también se ha empleado para la remoción de los metales, por ejemplo, Santana et al. (2020) en su estudio “Aislamiento e identificación de bacterias tolerantes y bioacumuladoras de metales pesados, obtenidas de los jales mineros, El Fraile, Guerrero, México”, observaron que de las bacterias aisladas tuvieron la capacidad de bioacumular metales como Ag, Pb, Cr y Cd y la biotransformación de As^{3+} y Cr^{6+} .

Uno de los sorbentes más utilizados para la adsorción de contaminantes en agua es el carbón activado, modificando su superficie, por ejemplo Martínez trabajó con (oxi)hidróxidos de hierro sobre la superficie del carbón activado para incrementar la capacidad de adsorción del arsénico en agua, obteniendo resultados favorables (Martínez, 2016).

Entretanto, Ochoa (2007), utilizó carbón activado, obtenido de un árbol de encino, lo activó físicamente y después le impregnó partículas de hierro. Dicho material, lo utilizó para la remoción de As (V) del agua, obteniendo eficiencias de remoción del 95 % (Ochoa, 2007).

Muchos procesos y tecnologías han sido desarrollados y aplicados para remover metales pesados del agua mediante la precipitación química, la extracción con disolventes de intercambio iónico, los depósitos de electrodos y la adsorción con carbón activado son bien conocidos pero costosos. Por esta razón, el uso de adsorbentes es una buena alternativa, considerando su alta eficiencia y bajo costo (Jarquín & Lacayo, 2020).

Son muchos los materiales usados como adsorbentes para la remoción de metales pesados, Óxidos de hierro (Carrillo et al., 2014), zeolitas (Carbonel, 2018), biomateriales (Alejo, 2010), resinas de intercambio iónico, nanotubos de carbono, etc.

Como se observó, investigadores de diferentes áreas buscan la remoción de los metales en el agua, todos con el mismo propósito solo que con métodos distintos.

1.2 Marco teórico

1.2.1 Metales pesados

El término de metal pesado se refiere a cualquier elemento químico metálico que tenga una relativa alta densidad y sea tóxico o venenoso en concentraciones incluso muy bajas, se incluyen metales de transición, algunos semimetales (también llamados metaloides), lantánidos, actínidos (Covarrubias, 2017). Los ejemplos de metales pesados incluyen el Hg, Cd, Cr, Tl, Pb, Cu, Ni y Zn y algunos metaloides como el As (Lucho et al., 2005, NOM-1996).

Los metales pesados no se encuentran generalmente como componentes naturales de la corteza terrestre, en forma de minerales, sales u otros compuestos, no pueden ser degradados o destruidos fácilmente de forma natural o biológica ya que no tienen funciones metabólicas específicas para los seres vivos (Prieto et al., 2009).

Junto con los compuestos policíclicos aromáticos, pesticidas, materiales radioactivos, los metales pesados constituyen uno de los contaminantes más peligrosos para el ser humano. No son fácilmente eliminados de los ecosistemas de forma natural, por lo que se van acumulando en cada uno de los eslabones de la cadena trófica (Hermelo, 2007). Una vez emitidos, pueden permanecer en el ambiente durante cientos de años.

Su presencia en ambientes contaminados, permite que se acumulen en los microorganismos, flora y fauna acuática, de esta manera, entran en las cadenas alimentarias, generando en humanos trastornos tales como: enfermedades de la piel, daños en el hígado y enfermedades neurológicas que pueden llegar a ocasionar un potencial efecto sobre la salud (López et al., 2009).

Debido a su movilidad en los ecosistemas acuáticos naturales y a su toxicidad para las formas superiores de vida, a los iones de metales pesados presentes en los abastecimientos de aguas

superficiales y subterráneas se les ha dado prioridad como los contaminantes inorgánicos más importantes en el ambiente (Cuizano et al., 2010).

Sus características más comunes son: persistencia, bioacumulación, biotransformación y elevada toxicidad, haciendo que se encuentren en los ecosistemas por largos periodos de tiempo, ya que su degradación de los metales es difícil (Heredia D. R., 2017).

La tabla 1, muestra los límites permisibles de metales y metaloides que pueden ser consumidos por los humanos.

Tabla 1

Límites máximos permisibles de metales y metaloides para consumo humano

Parámetros	Límite permisible (mg/L)
Al	0.20
As	0.025
Ba	1.3
Cd	0.005
Cu	2.00
Cr total	0.05
He	0.30

Mn	0.15
Hg	0.006
Ni	0.07
Pb	0.01
Se	0.04

Fuente: (NOM-127-SSA1-2017, 2017).

1.2.2 Las fuentes de contaminación por metales pueden ser:

- Atmosféricas
- Descomposición geológica de los minerales que los contienen
- Procesos industriales o explotaciones mineras
- Uso de los metales o de sus compuestos
- Residuos sólidos urbanos
- Excreciones humanas y animales

1.2.3 Toxicidad de los metales y su implicación en la salud humana

El consumo de metales pesados representa un riesgo potencial para la salud humana, animales y plantas. Cuando se exceden las concentraciones normales, tienen efectos sobre las células, principalmente como resultado de su capacidad para alterar o desnaturalizar las proteínas (Cuizano et al., 2010). Las vías principales de ingesta de estos elementos, son las vías dérmicas, por ingestión y por inhalación.

La exposición a algunos metales pesados ha sido asociada a una gran variedad de efectos adversos sobre la salud, incluyendo el cáncer. Aunque algunos elementos son esenciales para los humanos, pueden ser peligrosos a altos niveles de exposición. Otros metales pesados resultan muy nocivos al no ser degradados fácilmente de forma biológica, ya que no poseen funciones metabólicas específicas para los seres vivos (Heredia, 2017).

1.2.3.1 Cobre

El cobre es un elemento que se encuentra en la naturaleza en diferentes estados de oxidación (Cu^+ y Cu^{2+}).

Su utilidad se debe a la combinación de sus propiedades químicas, físicas y mecánicas, además de su abundancia. La mayor parte del cobre del mundo se obtiene de los sulfuros minerales como la calcocita, covelita, calcopirita, bornita y enargita. Tiene dos isótopos naturales estables ^{63}Cu y ^{65}Cu y nueve isótopos inestables (radiactivos). De cientos de compuestos fabricados de manera industrial, el más importante es el sulfato de cobre.

Este elemento se usa en equipo eléctrico, maquinaria industrial, construcción en aleaciones de bronce: latón, níquel, clavos, pernos, objetos decorativos, tuberías, techos, monedas, utensilios de cocina, joyería, muebles, maquillaje, pinturas, instrumentos musicales y medios de transporte. Además, el sulfato de cobre es uno de los primeros compuestos utilizados en alimentación animal como pesticidas.

La exposición aguda por ingestión del sulfato de cobre puede producir necrosis hepática y muerte. La exposición crónica de alimentos conservados en recipientes de cobre genera lesiones hepáticas en niños (Londoño, 2016).

1.2.3.2 Plomo

El plomo (del latín plumbum) es un metal blando, gris azulado, estable, maleable, presente de forma natural en la corteza terrestre y resistente a la corrosión (Pomma, 2008).

Las principales fuentes de emisión de plomo al ambiente son la fundición y el procesamiento de metales, el reciclamiento de baterías ácidas, la minería a través de la disposición de jales mineros elaboración de pinturas, partículas emitidas al aire y suelo provenientes de incineradoras de las plantas industriales. Aunado a lo anterior, es común que en los sitios contaminados por plomo se encuentren otros metales como As, Hg y Zn (Conde, 2005).

El plomo se encuentra presente en la corteza terrestre en forma natural en pequeñas cantidades (aproximadamente 0.002%). Se obtiene generalmente a partir de la galena (PbS), la anglesita ($PbSO_4$) y la curocita ($PbCO_3$).

Al ser un catión divalente se une de manera estrecha a los grupos sulfhidrilos de las proteínas ocasionando su desnaturalización. La exposición a dosis elevadas de este elemento puede ocasionar una serie de efectos adversos a la salud humana. Es uno de los 35 metales tóxicos que tienden acumularse en el cerebro, el hígado, los riñones, bazo, músculos y corazón, lo que lo convierte en un riesgo para la salud humana, ocasionando hasta la muerte. En mujeres embarazadas puede provocar aborto, mientras que en hombres altera la espermatogénesis (Covarrubias, 2017).

La absorción depende del estado de salud, nutrición y edad de la persona. Los adultos generalmente absorben 20% del plomo que ingieren, generalmente casi todo es inhalado. Una vez que entra en el torrente sanguíneo, cerca de 10% es excretado por la orina (va a las aguas residuales) o a través de la bilis o las heces y el resto se almacena en los huesos. El plomo que no es excretado permanece en el cuerpo por periodos prolongados y se intercambia entre 3 comportamientos –sangre, -huesos

y dientes, que contienen en casi la totalidad. Cuando es almacenado en los huesos y dientes puede volver a entrar a la circulación durante periodos de deficiencia de calcio, como en el embarazo, lactancia y osteoporosis.

Comparado con los adultos, los niños, adsorben más el plomo que ingieren, mientras menos edad tienen el intestino absorbe más el plomo, de 5 a 10 veces (Pomma, 2008).

1.2.4 Materiales adsorbentes

Un material adsorbente es un sólido que tiene la capacidad de retener sobre su superficie un componente presente en corrientes líquidas o gaseosas. Se caracteriza por poseer una alta superficie específica y por su inercia química frente al medio en el que es utilizado. Los adsorbentes se clasifican en función de su naturaleza, existiendo los adsorbentes de carácter inorgánico, entre los que destacan las zeolitas (materiales aluminosilicatos microporosos) y los adsorbentes de carácter orgánico. Éstos últimos vienen representados por los materiales adsorbentes carbonosos, que son aquellos que presentan un alto contenido en carbono en su química (Suárez F. A., 2014), comúnmente empleados para remover colorantes iónicos, metales pesados, materiales radioactivos en entre otros contaminantes orgánicos e inorgánicos generados por diferentes tipos de industrias (Caviedes et al., 2015).

Autores como Duany y Cisneros los caracterizan como adsorbentes convencionales y no-convencionales (Duany et al., 2022), (Valladares et al., 2016).

1.2.4.1 Adsorbentes convencionales

Son aquellos materiales naturales o sintéticos los cuales, para ser empleados, deben recibir un tratamiento para activarse, como el carbono activado, alúmina activada, arenas y zeolitas. Estos

adsorbentes son previamente tratados y, una vez utilizados, deben regenerarse para recuperar sus propiedades. Estos materiales actúan como adsorbentes porque pueden formar interacciones intermoleculares débiles con el adsorbato (contaminante); las interacciones son fuerzas de atracción electrostáticas o de tipo van der Waals, que conducen a una fisisorción sobre la superficie del adsorbente. Los altos costos de estos materiales limitan su aplicación o son incosteables en un tratamiento para países de escasos recursos (Valladares et al., 2016).

1.2.4.2 Adsorbentes no convencionales

Los adsorbentes no convencionales son materiales bastante porosos, lo que les permite retener o atrapar en su interior partículas, átomos o iones. La estructura química de los tejidos vegetales como cáscaras, semillas, hojas, tallos, raíces, entre otros, presentan orificios y poros que permiten atrapar moléculas pequeñas como los metales e incluso moléculas como las de los colorantes (Duany et al., 2022).

1.2.4.3 Las características fundamentales que distingue a un buen adsorbente son:

- Elevada capacidad de adsorción, para que esta se realice con una menor cantidad de adsorbente, debido al costo económico
- Alta porosidad.
- Gran superficie de contacto
- Que presente sitios de adsorción.
- Que requiera menor tiempo para alcanzar el equilibrio a una alta velocidad de adsorción.

La capacidad de adsorción de un material depende de su superficie específica, de la forma y distribución de la porosidad y de los grupos presentes en la superficie del material a estudiar, principalmente (Rodríguez et al., 2019).

Es necesario explorar métodos económicos para la remoción de contaminantes, por esto se ha buscado dentro de la adsorción, otros tipos de adsorbentes que permitan una implementación real como es el caso de los adsorbentes de bajo costo (Duany et al., 2022).

1.2.4.4 Características que debe presentar un adsorbente de bajo costo:

- Estar altamente disponible
- Que no cause daño al ambiente
- Que tenga disponibilidad local en caso de que tenga origen natural
- Que se obtenga a un bajo costo

En la tabla 2 se enlistan algunos materiales usados como adsorbentes para la adsorción de metales pesados.

Tabla 2

Adsorbentes convencionales y no convencionales

Convencionales	No convencionales
Carbón activado	Desecho de frutas
Alúmina activada	Biomasa agrícola (Residuos agrícolas, plantas)
Arenas	Biomasa biológica (hongos, algas, bacterias)
Zeolitas	Quitosano

Tezontle	
----------	--

Fuente: (Duany et al., 2022)

1.2.4.5 Tezontle

Es un material pétreo originario de las rocas ígneas, formado por la solidificación de materiales fundidos que provienen de magma y erupciones, los fragmentos de lava porosa son redondos e irregulares de bajo peso, de 2 a 50 mm (Landeros, 2014).

Tezontle se refiere a rocas de origen volcánico, es decir basaltos. La composición mineral de los basaltos incluye vidrio volcánico, microlitos de plagioclasa, magnetita, clinopiroxeno y otros minerales. Los basaltos tienen una estructura altamente porosa, incluido el tezontle (Bustos et al., 2015).

1.2.4.5.1 Propiedades físicas

La composición elemental del tezontle contiene principalmente O, Si, Al, Ca, C, Fe, Mg y Na. Los componentes minerales que contiene son la anortita, cristobalita, diopsida, forsterita, cuarzo y hematita. La presencia de hierro le confiere el color rojo o negro, característico según la presencia de hematita o magnetita (Landeros, 2014).

El tezontle es un mineral aluminosilicato (Lara, 1999). Tiene la característica del intercambio iónico, lo que significa que tiene una estructura con muchos poros, semejante a un tamiz del cual el nombre “tamiz molecular” y posee una gran capacidad de adsorción. Pueden adsorber hasta un tercio de su masa (Salcedo, 2021).

Se puede encontrar en color rojo, negro, blanco, amarillo y blanco (Griselda, 2019) (Figura 1).

Los materiales volcánicos se pueden clasificar como sustratos naturales, porosos con capacidad de intercambio iónico, resistentes, de color rojo oscuro, el tezontle grueso y la arena de tezontle presentan una porosidad muy semejante, 54.86 % y 55.63 % respectivamente, y porosidad cerrada de 13 % y tiene una elevada capacidad de aireación 45 a 65 % en volumen (Landeros, 2014).



Figura 1: Tipos de Tezontle, rojo, negro, amarillo y blanco (Chairez, 2014).

La porosidad puede estar formada por huecos, entre granos o minerales, interconectados o desconectados, de diferente tamaño y forma, con una distribución particular de frecuencia de tamaños. Las rocas volcánicas suelen presentar una textura brechada, porosa o vesicular caracterizada por abundantes vesículas y poros, de diferentes tamaños, a veces, llenos de minerales secundarios (Pola et al., 2012).

1.2.4.5.2 Propiedades Químicas

Es un material considerado inerte, con valores de pH cercanos a la neutralidad, baja capacidad de intercambio catiónico (CIC), buena aireación y con capacidad de retención de humedad que es dependiente del diámetro de la partícula; adicionalmente no contiene sustancias tóxicas y tiene estabilidad física (Trejo et al., 2013).

Es un adsorbente cuyas propiedades físicas y químicas ha permitido su uso como filtro para tratamiento de aguas, además, algunos autores, sugieren al mineral adsorbente, principalmente para la remoción de Cd^{2+} , Co^{2+} , Cu^{2+} , Hg^{2+} , Mn^{2+} , Pb^{2+} , Ni^{2+} y Zn^{2+} (Ponce et al., 2013).

En la tabla 3 se enlistan las propiedades físicas y químicas más relevantes del tezontle.

Tabla 3

Propiedades del tezontle

Nombre de la roca, mineral o piedra	Tezontle
Tipo básico	Ígnea; roca volcánica. Extrusiva
Grupo	Óxidos
Sistema Cristalino/Estructura	Sustratos, granular
Composición química	Similar al basalto y a la andesita. Gran cantidad de bióxido de hierro
Formación u origen	Volcánico
Dureza	5 Mohs
Textura	Vesicular, burbujeando; porosa
Densidad	De 1.2 a 1.6 g/cms

Color	De rojos anaranjados a tonos amarillentos
Brillo	Mate
Propiedades	Guarda calos, pero no es permeable ni aislante; de rápida erosión

Fuente: (Griselda, 2019)

1.2.5 Tecnologías tradicionales para el tratamiento de efluentes que contienen metales

Los metales pesados tienen tiempos de vida largos, no se biodegradan, estas especies han sido removidas mediante el uso de ciertos procesos.

Los tratamientos más utilizados para remover metales pesados en un medio acuoso, se mencionan a continuación:

- Filtración por membrana
- Coagulación/floculación-precipitación
- Osmosis inversa
- Electrolisis
- Intercambio iónico
- Adsorción
- Nanofiltración
- Ultrafiltración
- Precipitación química

1.2.5.1 Filtración por membrana

Esta tecnología presenta altas eficiencias, requiere poco espacio, no es selectiva y es de fácil operación, pero genera una gran cantidad de lodos que contienen metales. Se emplea en procesos para el tratamiento de agua potable, aguas residuales industriales y en menor medida aguas residuales domésticas. Las membranas pueden clasificarse de acuerdo con diferentes características como su peso molecular de corte, material de la membrana (sintéticos o polímeros naturales modificados, acoplados y estructurados), permeabilidad y solubilidad del soluto y el solvente en la película, superficie y espesor de la película, así como la carga de su superficie. La separación por membrana se emplea comúnmente para tratar y recuperar sales metálicas de residuos generados en procesos galvanoplásticos (Robio et al., 2015).

1.2.5.2 Coagulación/floculación-precipitación

Es el método mediante el cual se logra desestabilizar el coloide y aglomerar posteriormente. Consiste en la transformación de una sustancia soluble en otra insoluble, mediante reacción química, la precipitación es la sedimentación del coágulo por acción de la gravedad y el filtrado, la eliminación del coágulo por retención en un filtro (Auge, 2009). En la primera etapa la coagulación elimina la doble capa eléctrica que caracteriza los coloides mediante la atracción de partículas con el aglutinamiento de los floculantes. Los factores más importantes que se deben tener en cuenta para esta técnica son la dosis química apropiada el efecto energético de la mezcla y el tiempo de la mezcla. En esta técnica se emplea el alumbre ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18 \text{H}_2\text{O}$), cloruro férrico ($\text{FeCl}_3 \cdot 6 \text{H}_2\text{O}$), sulfato férrico ($\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$), sulfato ferroso ($\text{FeSO}_4 \cdot 7 \text{H}_2\text{O}$) y cal ($\text{Ca}(\text{OH})$) (Auge, 2009) (Robio et al., 2015).

1.2.5.3 Osmosis inversa

Es un proceso de permeación a través de membrana para la separación por difusión controlada o cribado. Tiene la capacidad de seleccionar elementos de tan solo 0.0001 mm (Caviedes et al., 2015), separa el agua de las sales inorgánicas a través de una membrana que permite el paso del agua e impide el paso de las sales; trabaja a presiones entre 400 y 800 psi, generadas por bombas a fin de impulsar el agua para que pase a través de la membrana. Las membranas son de acetato de celulosa y su costo puede representar más del 50 % del costo del equipo. Los problemas asociados a algunos procesos de separación con membrana son el flujo insuficiente y la baja selectividad, es altamente costoso y es muy sensible a las variaciones bruscas de temperaturas (Zamudio et al., 2009).

1.2.5.4 Electrolisis

Implica varios fenómenos químicos y físicos, usa electrodos para proveer iones al agua residual que se desea tratar. En esta técnica el coagulante es generado 'in situ', debido a una reacción de oxidación del ánodo. Las especies cargadas o metales pesados pueden ser removidos del efluente debido a la reacción entre iones con carga opuesta o a la formación de flóculos de hidróxidos metálicos. Las etapas implican que debido a la oxidación del electrodo se presenta la formación de coágulos: desestabilización del contaminante, partículas en suspensión y rompimiento de emulsiones; formación de flóculos agregando partículas desestabilizadas; y remoción del material contaminante por flotación y sedimentación. En esta técnica un potencial es aplicado a los electrodos, los cuales son hechos de diferentes metales, especialmente Fe y Al (Chávez, 2010). Esta técnica tiene la capacidad de remover iones contaminantes cargados de hasta 0.001 μm , mediante hojas o láminas porosas de resinas de intercambio iónico con una baja permeabilidad relativa para el agua para el agua (Caviedes et al., 2015).

1.2.5.5 Intercambio iónico

Se trata de un mecanismo de interacción electrostática, debido a las fuerzas de atracción de Coulomb que se dan cuando un ion de una disolución se intercambia por otro ion de igual signo que se encuentra unido a una partícula sólida inmóvil. Cuando las concentraciones de metal en los efluentes son bajas, el uso de membranas o la recuperación con disolvente pierden sus ventajas y no son efectivos, en estos casos, el intercambio iónico es una tecnología alterna (Cabrera & Gabaldon, 2005).

Son técnicas con alta eficiencia que también tiene limitaciones en términos de sus altos costos de inversión y mantenimiento (Landeros, 2014).

1.2.5.6 Nanofiltración

Es una técnica de tratamiento de agua relativamente reciente que utiliza membranas con poros muy pequeños ($<1\text{nm}$) y requiere presiones de funcionamiento en el rango de 10-50 bar. Por lo tanto, las membranas empleadas para la nanofiltración son capaces de retener especies neutras con peso $<200\text{-}300\text{ g/mol}$, y también para rechazar iones inorgánicos por un mecanismo de exclusión por tamaño en combinación con las interacciones electrostáticas entre los iones y la membrana cargada, presenta mayor rechazo de iones divalentes y menor rechazo de iones monovalente, la presión de funcionamiento más baja, mayor flujo y menor consumo de energía en comparación con la osmosis inversa. Estas características recomiendan la nanofiltración como una tecnología prometedora e innovadora que puede ser ampliamente aplicada en el agua potable y en el tratamiento de efluentes industriales (Caviedes et al., 2015).

1.2.5.7 Ultrafiltración

La ultrafiltración es un proceso de fraccionamiento selectivo utilizando presiones de hasta 145 psi (10 bares). La ultrafiltración se utiliza ampliamente en el fraccionamiento de leche y suero, y en fraccionamiento proteico. Concentra sólidos en suspensión y solutos de peso molecular mayor a 1000 umas. El permeado tiene solutos orgánicos de bajo peso molecular y sales (Caviedes et al., 2015).

1.2.5.8 Precipitación química

Es la técnica más utilizada en los procesos industriales ya que es relativamente sencilla de operar, económica y selectiva, aunque su mantenimiento si es costoso debido a la alta generación de lodos. En este tipo de técnicas se usan especies como Fe, Cu, Cd, Pb, Cr, Co y Ni a diferentes tipos de pH con concentraciones y temperaturas diferentes en cada una para la precipitación de hidróxido, técnica de bajo costo, fácil control del pH y eliminación por floculación y sedimentación con eficiencias entre el 60 y 90% de remoción.

Igualmente se emplea la precipitación por sulfuros, aunque con solubilidades bajas y precipitados no anfóteros, por lo que puede lograr altos rendimientos; también se han empleado sustancias quelantes aunque presentan desventajas considerables como la carencia de uniones necesarias y demasiados riesgos ambientales (Caviedes et al., 2015).

1.2.5.9 Adsorción

La adsorción es la remoción por adherencia, de las impurezas de una sustancia en la superficie. Se trata de una operación de transferencia y de participación mediante la cual los contaminantes se distribuyen entre la masa de una fase líquida y la superficie de una fase sólida.

La adsorción es de gran importancia tecnológica. Por lo que, se utilizan algunos adsorbentes con cinética rápida y posiblemente selectivos, en gran escala como desecantes, catalizadores o soportes de catalizadores, mientras que otros se utilizan para una variedad de contaminantes, la separación de los gases, la purificación de los líquidos, control de la contaminación o protección de las vías respiratorias. Además, los fenómenos de adsorción desempeñan un papel vital en muchas reacciones de estado sólido y mecanismos biológicos. Otra razón para el uso generalizado de técnicas de adsorción es la caracterización de las propiedades de la superficie y la textura de los polvos finos tales como pigmentos y cementos (Landeros, 2014).

En el proceso de adsorción están involucradas dos sustancias: el adsorbente y el adsorbato.

Se utiliza un sólido como adsorbente para eliminar sustancias solubles del agua, las cuáles se unen a la superficie mediante fuerzas electrostáticas o de Van der Waals. Dentro de los materiales con capacidades más altas de adsorción están el carbón activado, alúmina activada, arenas, zeolitas naturales, entre otros.

Cabe distinguir tres clases de adsorción según el tipo de atracción que se dé entre el soluto y el adsorbente (Ochoa, 2007).

1. **Macrotransporte:** si la adsorción se da por el intercambio iónico en el cual, los iones de una sustancia de interés se concentran en una superficie de material adsorbente como resultado de la atracción electrostática entre ambos, se dice que la adsorción es de tipo *eléctrico*.
2. **Microtransporte:** si la molécula adsorbida no está fija en un lugar específico de la superficie, sino más bien está libre de trasladarse dentro de la interfase, se dice que la adsorción es debido a las fuerzas de *Van der Waals* o también llamada *fisisorción*.

3. Sorción: si el adsorbato forma unos enlaces fuertes localizados en los centros activos del adsorbente, se puede decir que la adsorción tiene naturaleza *química*.

1.2.6 Tipos de adsorción

Las superficies del adsorbente son generalmente física o químicamente heterogéneas, por tanto, las energías de enlace varían de un sitio a otro.

Se presenta en dos fases:

1.2.6.1 Fisorción o adsorción física

Es el contacto que existe entre la superficie del adsorbente y el metal mediante fuerzas de atracción electrostática o de Van der Waals. Normalmente este proceso, se presenta en la adsorción para la remoción de diversos materiales.

1.2.6.2 Quimisorción o adsorción química

La adsorción es la interacción que se produce entre el sólido y la sustancia adsorbida. Las fuerzas covalentes representan un papel importante debido a que es llevada a cabo cuando la sustancia se une a la superficie.

1.2.6.3 Diferencias entre adsorción química y adsorción física

En la tabla 4 se describen las características que presenta cada fase adsortiva.

Tabla 4

Diferencias entre Fisorción y Quimisorción

Fisorción	Quimisorción

Las especies que interaccionan mantienen su estructura, quiere decir que conservan su identidad.	Las especies que interaccionan cambian su estructura con respecto al material precursor, por lo tanto, las especies cambian su forma.
Si incrementa la temperatura se reduce la adsorción, esto quiere decir que es un proceso reversible.	Si incrementa la temperatura, ayuda en la adsorción, lo que es un proceso irreversible.
La adsorción toma cualquier lugar en cualquier parte del adsorbente.	La adsorción se lleva en puntos específicos en la superficie.
Existe la formación de una monocapa y multicapa, capas sucesivas.	Se forma una monocapa.
Los enlaces son más débiles.	Enlaces más fuertes de corto alcance.
Carecen de reacciones tales como: descomposición y neutralización.	Existen reacciones de disociación, catálisis, reconstrucción.
No requiere energía de activación	La activación química requiere cierta activación.
El calor de adsorción varía entre 4 y 40 kJ/mol.	El calor de adsorción generalmente es mayor a 200 kJ/mol.

Fuente: (Delgado, 2021)

La adsorción química se caracteriza por ser mucho más lenta que la física, debido a que requiere un tiempo determinado para llegar al estado estacionario en función de la presión y la temperatura del proceso, junto con las propiedades químicas del sistema con el cual se está trabajando (Rodríguez et al., 2019).

La adsorción se describe generalmente por isotermas, las cuales describen el comportamiento de interacción entre el adsorbato-adsorbente y proveen información sobre la capacidad del adsorbente estudiado (Figuroa & Hormaza, 2014).

1.2.7 Isotermas de adsorción

Una isoterma de adsorción (también llamada isoterma de sorción) son representaciones gráficas de las situaciones de equilibrio entre la concentración del soluto en la fase líquida o gaseosa, y la cantidad del mismo que es o no adsorbida por el mismo sólido, a una temperatura dada y describen el equilibrio de la adsorción de un material en una superficie (sobre una superficie límite) a una temperatura constante. Representa la cantidad de material unido a la superficie (el sorbato) como una función del material presente en la fase gas o en una disolución. Las isotermas de adsorción se usan como modelos experimentales que no hacen afirmaciones sobre los mecanismos subyacentes y las variables medidas. Se obtienen a partir de datos de medida por medio de análisis de regresión (García et al., 2012, Valcárcel & Gómez, 1988).

La clasificación de las isotermas se basa en las diferentes interacciones que puede tener el sólido con el adsorbato y, por lo tanto, está relacionada con la porosidad del mismo.

1.2.7.1 Isoterma Freundlich

Originalmente fue propuesta como una ecuación empírica. Modelo ampliamente usado para sistemas líquido-sólido (Romero, 2013). El modelo de Freundlich es normalmente aplicado para describir procesos de adsorción en multicapa (fuerza de Van der Waals) y la adsorción en superficies heterogéneas (Díaz, 2018).

Considera que los sitios de adsorción son ocupados primero por enlaces fuertes y que la fuerza del enlace decrece al incrementar la ocupación de sitios de adsorción (Herrejón & Limón, 2008).

Este modelo es una ecuación empírica que relaciona la cantidad de soluto con la concentración en equilibrio existente en disolución (Alcalá, 2007). No asume homogeneidad en la energía de los sitios en la superficie y sin límite en la carga máxima de adsorción, y muestra una consistencia de una distribución exponencial de centro característico de una superficie heterogénea.

La isoterma de Freundlich es representada por la ecuación:

$$q_e = K_F C_e^{1/n} \quad (1)$$

Donde:

- q_e es la concentración del soluto adsorbido por el peso de adsorbente
- K_F es la constante de equilibrio
- C_e es la concentración de soluto en el equilibrio $K_F^{1/n}$.
- n es la constante a la afinidad de adsorción entre biosorbente y adsorbato.

1.2.7.2 Isoterma Langmuir

Este modelo fue propuesto en 1918 para la adsorción en interfase sólido-líquido, sólido-vapor, sólido-gas, líquido-vapor y líquido-líquido (Sandoval, López, & Gracia, 2015), se generalizó para estudiar la adsorción de un soluto presente en una fase líquida.

Es el modelo más utilizado para presentar la adsorción homogénea. Al contrario de Freundlich, la ecuación de Langmuir etapa basada en una serie de consideraciones teóricas.

El modelo de adsorción supone que:

- La superficie es homogénea.
- Tiene un número específico de sitios donde se puede adsorber una molécula, es decir, cuando todos los sitios están ocupados no es posible que continúe la adsorción (el sistema se satura), formándose una monocapa.
- La suposición de que la atracción entre los iones metálicos y la superficie de la biomasa es debida a fuerzas Van der Waals.
- Hay un número finito de sitios idénticos.
- Solamente una molécula puede ser absorbida en un sitio y la adsorción sucede en monocapa.
- Todos los centros activos son equivalentes.
- La energía de adsorción es constante (la adsorción ocurre en sitios de la superficie donde la energía es igual en cada sitio).
- No hay interacción entre las partículas adsorbidas.
- La adsorción es independiente del grado de recubrimiento

- Todos los sitios son equivalentes y la energía de las moléculas adsorbidas es independiente de otras moléculas.
- La adsorción se asimila a una reacción reversible entre el sorbato y los centros activos de la biomasa (Diaz, 2018).

El modelo de Langmuir asume que la adsorción ocurre en sitios de superficies donde la energía es igual en cada sitio.

La adsorción no se manifiesta de forma aislada, ya que de forma simultánea ocurre el proceso inverso, en que el adsorbato retorna hacia la fase volumétrica (Sandoval et al., 2015).

Especie libre \leftrightarrow Especie adsorbida

La isoterma de Langmuir se representa por la ecuación:

$$q_e = \frac{q_m b C_e}{1 + b C_e} \quad (2)$$

Donde

- q_e es la cantidad de soluto adsorbido en condiciones de equilibrio;
- q_m es la máxima capacidad de adsorción (mg/g) en la monocapa
- C_e es la concentración en equilibrio
- b la constante de adsorción en el equilibrio de Langmuir (l/mg).

1.2.8 Cinética de adsorción

Las reacciones de adsorción desempeñan un papel importante en la retención de contaminantes por sistemas heterogéneos. Con respecto a los procesos de adsorción los estudios de equilibrio permiten optimizar el diseño de un sistema de adsorción para la eliminación de contaminantes de un efluente. Sin embargo, los datos termodinámicos solo proporcionan información acerca del estado final de un sistema, mientras que la cinética describe los cambios de las propiedades químicas del sistema con el tiempo y, especialmente, de la velocidad de estos cambios. Por tanto, los estudios evalúan la eficacia de un adsorbente y optimizan su diseño, sin olvidar variables como pH, que afecta ambos procesos (Gonzalez, 2016).

En la adsorción, como proceso dependiente del tiempo, es necesario conocer su rapidez para el diseño y evaluación de adsorbentes (Figueroa & Hormaza, 2014).

Uno de los factores más importantes para el diseño de un sistema de adsorción es predecir la tasa a la cual ocurrirá la adsorción, el tiempo de residencia del adsorbato y las dimensiones del reactor dependerán de la cinética del sistema. Se expresa como la velocidad del proceso de remoción del soluto que controla su tiempo de residencia en la interfase sólido-solución. En los estudios de adsorción es importante identificar los mecanismos involucrados que pueden incluir difusión interna, difusión interna y reacciones químicas, para ellos existen modelos matemáticos que se basan en la superficie de reacción como el paso cinético que controla la tasa de adsorción. Estos

modelos incluyen el cinético de pseudoprimer orden (también llamado el modelo de Lagergren), el cinético de pseudo segundo orden (Carbonel R. D., 2018).

En la mayoría de los sólidos porosos, la sorción ocurre fundamentalmente en los poros. Los poros se clasifican dependiendo de su tamaño en tres tipos, microporos, mesoporos y macroporos. Si son menores de 2 nm son microporos, si su diámetro está comprendido entre 2 y 50 nm se trata de mesoporos y si son de 50 nm se conocen como macroporos.

El mecanismo de sorción comprende cuatro etapas (Figura 2) (Dudamel & Wolbert, 2010):

1. Transferencia del compuesto desde el líquido hacia la película cerca al adsorbente sólido (etapa rápida).
2. Transferencia del compuesto a través de la película de líquido cercana de la superficie externa de adsorbente (transferencia de masa externa).
3. La difusión del compuesto al interior de la partícula del adsorbente (difusión intrapartícula).
4. La adsorción propiamente dicha, es una etapa rápida.

La cinética de adsorción está determinada por la etapa más lenta, es decir, la transferencia de masa externa (k_f) y la difusión intragranular superficial (D_s) y/o poroso (D_p).

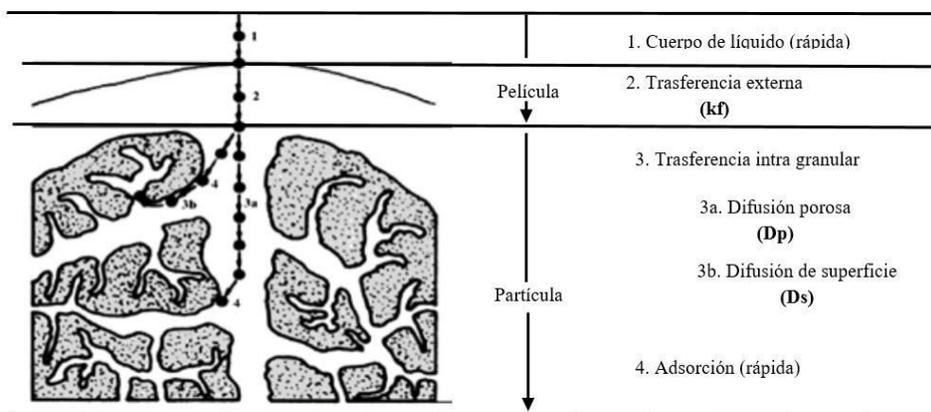


Figura 2: Mecanismo de adsorción propuesta por Weber y Smith en 1987 (Dudamel & Wolbert, 2010)

En el interior del sólido, las moléculas están rodeadas por moléculas similares y por lo tanto sujetas a fuerzas equilibradas.

En general, estas etapas ocurren en serie, siendo la más lenta la que impone la cinética. Para la mayoría de los autores, las etapas 1 y 4 son rápidas; por lo tanto, es la transferencia de masa a través de la película y la difusión en el interior del sorbente (superficial y porosa) las que controlan la cinética de sorción.

Actualmente, existen modelos matemáticos empíricos que se utilizan en la obtención de parámetros cinéticos de sorción, los cuales pueden ser útiles en cálculos posteriores.

1.2.9 Modelos empíricos de cinéticas de sorción

El estudio cinético del proceso de adsorción, permite determinar la velocidad a la que los contaminantes son removidos del medio acuoso. Se han propuesto diversos modelos cinéticos

capaces de describir el mecanismo por el que transcurre el proceso de adsorción. Este mecanismo es, en la mayor parte de los casos, complejo y puede involucrar reacciones químicas entre iones del sorbente y el sorbato (iones metálicos), reacciones de intercambio iónico y/o formación de complejos.

Para representar los modelos cinéticos de adsorción se emplean dos criterios: la concentración de la solución o la carga en el adsorbente.

1.2.9.1 Modelos Lagergren- Ecuación de pseudo primer orden

Existen ciertos modelos matemáticos empíricos que se utilizan en la obtención de parámetros cinéticos que pueden ser útiles en cálculos posteriores. Uno de ellos es el propuesto por Lagergren en 1898.

Ampliamente utilizado en la bibliografía por la adsorción de iones metálicos, en disolución, por sólidos (Díaz, 2018)

$$\frac{dq}{dt} = k_1(q_e - q) \quad (3)$$

Donde:

- q_e es la capacidad de biosorción en el equilibrio, este parámetro debe ser establecido previamente antes de determinar el ajuste del modelo.
- q a un tiempo (min).
- k_1 es la constante cinética de adsorción de primer orden (min^{-1}).

1.2.9.2 Ecuación de pseudo-segundo orden

El método de difusión intra-partícula es un proceso de múltiples etapas que implica el transporte de moléculas de soluto de la fase acuosa a la superficie de las partículas sólidas y posteriormente la difusión de las moléculas de soluto en el interior de los poros, lo cual es probable que sea un proceso lento basado en la teoría de la velocidad propuesta por Webber y Morris (Landeros R. C., 2014).

El modelo asume que la velocidad del paso limitante puede venir dada por la quimisorción, que involucra fuerza de valencia a través del intercambio o comportamiento de electrones entre el sorbato y sorbente.

Su ecuación lineal es la siguiente:

$$q_t = k_{ip}\sqrt{t} + C_i \quad (4)$$

Donde:

- q_t concentración del ión adsorbido a un tiempo, (mg/g)
- t tiempo (h).
- k_{ip} parámetro de velocidad de la etapa i (mg/g min^{-1/2}), calculada a partir de la pendiente de la línea recta de q_t vs. $t^{1/2}$.
- C_i intersección de la etapa i , da una idea sobre el espesor de la capa límite, es decir, cuanto mayor sea la intersección, mayor es el efecto de capa límite.

1.2.10 Biosorción

La bioadsorción es un proceso fisicoquímico que incluye los fenómenos de adsorción y absorción de moléculas e iones, es la unión de una sustancia a otra. Este método poco convencional busca principalmente la remoción de metales pesados en aguas residuales provenientes del sector industrial, usando como adsorbente diferentes materiales de origen biológico (vivo o muerto), tales como: algas, hongos, bacterias, cáscaras de frutas, productos agrícolas y algunos tipos de biopolímeros. Estos materiales son de bajo costo y se encuentran en gran abundancia en la naturaleza, además, su transformación a biosorbente no es un proceso costoso.

El proceso de bioadsorción involucra una fase sólida (biomasa) y una líquida (agua) que contienen disueltos la sustancia de interés que será adsorbida (en este caso, los iones de los metales pesados). Para que el proceso de biosorción se pueda realizar con éxito, debe existir una gran afinidad entre los grupos funcionales de la biomasa y el contaminante, ya que este último debe ser atraído hacia el sólido y enlazado por diferentes mecanismos.

Los mecanismos de retención de metales pesados desde la solución por los biomateriales son debido a la adsorción física, complejación e intercambio iónico principalmente. Durante el proceso de biosorción ocurren interacciones entre el metal y los grupos funcionales presentes en la pared celular de los biomateriales. Los principales grupos funcionales que actúan como sitios activos son los carboxilatos ($-\text{COO}^-$), las amidas ($-\text{NH}_2$), los fosfatos (PO_4^{3-}), los tioles ($-\text{SH}$) y los hidróxilos ($-\text{OH}$) (Cazón P. J., 2012).

El fenómeno de bioadsorción de iones metálicos, usando materiales biológicos como adsorbentes, se puede realizar mediante diversos mecanismos fisicoquímicos y metabólicos en los cuáles, el proceso de captación de metales pesados puede diferir.

Bioacumulación: adsorción de las especies metálicas mediante los mecanismos de acumulación al interior de las células de biomasa vivas.

Bioadsorción: adsorción de los iones en la superficie de la célula. El fenómeno puede ocurrir por intercambio iónico, precipitación, complejación o atracción electrostática.

1.2.11 Factores que influyen sobre el proceso de adsorción

La capacidad de remoción de iones metálicos del biosorbente va a depender de ciertos parámetros controlables en el proceso de adsorción como el pH, el tamaño de la partícula, la temperatura y la concentración de la biomasa, sin embargo, es posible incrementar dicha capacidad de remoción mediante la modificación física o química de sus propiedades.

1.2.11.1 Efecto de la temperatura

La temperatura es uno de los factores que más influye en los procesos de adsorción. El efecto de la temperatura sobre la biosorción depende del calor de adsorción (cambio de entalpía). La adsorción es un proceso exotérmico y se produce, por tanto, de manera espontánea si el adsorbente no se encuentra saturado. La cantidad de material que se acumula depende del equilibrio dinámico que se alcanza entre la tasa a la cual el material se adsorbe a la superficie y la tasa a la cual se puede liberar y que normalmente dependen de forma importante de la temperatura.

La biomasa contiene usualmente más de un tipo de sitio activo para la unión del metal. El efecto de la temperatura para cada clase de sitio puede ser diferente y contribuir de forma distinta a la unión del metal. Para la mayoría de los metales el calor de reacción es constante e independiente del grado de ocupación de los sitios activos del sorbente (Hidalgo, 2010)

También, un aumento de la temperatura puede causar un cambio en la textura del adsorbente y un deterioro del material que desemboca en una pérdida de capacidad de sorción en temperaturas mayores a 35 °C. Es un proceso exotérmico (Delgado, 2021; Tejada et al., 2014).

La biosorción de metales pesados por lo general se modifica con el aumento de la temperatura debido al aumento de la actividad en la superficie y energía cinética del soluto, pero la destrucción de algunos sitios de unión disponibles para los iones metálicos puede ocurrir a temperaturas altas. En el intervalo de 20-35 ° centígrados la temperatura no influye en los procesos de biosorción (Suárez, 2017).

1.2.11.2 Influencia del pH

El pH de la solución acuosa es un importante parámetro que controla los procesos de adsorción de metales en diferentes adsorbentes, debido al hecho, de que los iones hidrógeno se constituye en un adsorbato fuertemente competitivo. Los iones H^+ reemplazan algunos iones positivos de la superficie de la biomasa (Suárez, 2017). La adsorción de iones metálicos depende tanto de la naturaleza de la superficie adsorbente como de la distribución de las especies químicas del metal en la solución acuosa. El valor del pH de la fase acuosa es el factor más importante tanto en la adsorción de cationes como aniones. Así, mientras que la adsorción de cationes suele estar favorecida para valores de pH superiores a 4.5, la adsorción de aniones prefiere un valor bajo de pH entre 1.5 y 4 (Tejada et al., 2014).

Existen tres vías de influencia del pH sobre la sorción del metal:

1. El estado químico del sitio activo podría cambiar con el valor del pH. *Cuando el grupo de unión del metal es débilmente ácido o básico, la disponibilidad del sitio libre depende del*

pH. El logaritmo de la constante de disociación del ácido conjugado (pK_a), podría ser uno de los parámetros clave para la determinación del pH óptimo para ocupar sitios activos.

2. Valores extremos de pH, como los empleados para la generación (desorción) del sorbente algunas veces, algunas veces podría dar la estructura del material.
3. La especiación del metal en solución depende del pH, ya que *los metales en solución acuosas se encuentran como iones hidrolizados a pH bajos*, especialmente aniones de metales de alta carga y pequeño material.

Los metales son sustancias electropositivas ya que ceden cargas positivas a la superficie del adsorbente, el cual va aumentando el número de cargas positivas para lograr la adsorción, la remoción de algunos metales aumenta cuando se incrementa el pH (de 3 a 5) y un pH óptimo es el que corresponde a la retención máxima del metal, para un tiempo determinado, lo cual se facilita en soluciones ácidas. Cuando el pH se incrementa por encima del valor óptimo, la eficiencia de la biomasa decrece a valores bajos de pH, los cationes metálicos y los protones compiten por los mismos sitios de intercambio en las paredes celulares, dando como resultado una menor captación del metal, en una solución alcalina los metales pesados tienden a formar hidroxocompuestos, los cuales posteriormente se precipitan (Hidalgo, 2010).

1.2.11.3 Tamaño de la partícula

La adsorción tiene lugar fundamentalmente en el interior de las partículas, sobre las paredes de los poros en puntos específicos. La cantidad de adsorbato (soluto) que se puede absorber es directamente proporcional al volumen, y es bien conocido que este volumen es directamente proporcional al área externa y también que una partícula pequeña tiene mayor área superficial, o

sea mayor área de la superficie interna por su cantidad de poros por unidad de masa (Tejada et al., 2014).

1.2.11.4 Efecto de la concentración de biomasa

La biosorción de metales pesados depende de la concentración de biomasa utilizada como medio de absorción. Un aumento en la concentración de la biomasa en general resulta en aumento de la eficiencia de biosorción, probablemente debido al aumento en el número de sitios de unión. Se ha observado que la eficiencia de absorción se incrementa con el aumento de la concentración de biomasa, pero las concentraciones de biomasa por encima de 1.0 y 2.0 /L (Suárez, 2017).

1.2.11.5 Efecto de la concentración inicial del ion metálico

La cantidad de iones por unidad de masa se incrementa con el aumento de la concentración del ion metálico, ya que la concentración inicial provee la fuerza impulsora para superar la resistencia a la transferencia de masa de los iones metálicos entre la fase sólida y acuosa, pero disminuye el porcentaje de sorción. En concentraciones más altas, la capacidad de absorción es casi constante, puede ser debido a la saturación de sitios de unión potenciales (Suárez, 2017).

1.2.11.6 Interferencias de otras sustancias

La disposición sincrónica de dos o más sustancias en medio acuoso durante el proceso de adsorción, puede llegar a estar alterado con respecto a las condiciones de equilibrio de adsorción, por la mutua interacción entre los componentes presentes en la reacción (Delgado, 2021).

1.2.12 Especiación de metales (M)

Los metales se presentan en diferentes formas físicas y químicas en el medio ambiente, por ejemplo, como elemento (muy raro en el ambiente), como componentes de minerales, como

cationes libres disueltos en agua, o unidos a moléculas inorgánicas u orgánicas en la fase sólida o disuelta. La distribución de un metal sobre estas diferentes formas se conoce como especiación metálica. Los procesos físicos también pueden afectar la movilidad y biodisponibilidad de los metales, por ejemplo, la atracción electrostática de cationes metálicos a superficies minerales cargadas negativamente (Vijver & Parsons, 2019).

1.2.12.1 Reacciones de especiación de metales

La especiación de los metales está controlada tanto por las propiedades de los metales, como por las propiedades del ambiente en el que están presentes, como el pH, el potencial redox y la presencia y concentraciones y propiedades de las moléculas que podrían formar complejos con los metales. Estas moléculas formadoras de complejos a menudo se denominan ligandos y estos pueden variar desde aniones relativamente simples en solución, como sulfato o aniones de ácidos orgánicos solubles, hasta macromoléculas más complejas como proteínas y otras biomoléculas. La adsorción de metales por formación de enlaces covalentes a superficies de óxido e hidróxido de minerales, y grupos funcionales que contienen oxígeno o nitrógeno de materia orgánica sólida, también se conoce como complejación. Dado que estos grupos funcionales de unión a metales son a menudo ácidos o básicos, el pH es un parámetro ambiental importante que controla las reacciones de Complejación (Vijver & Parsons, 2019).

Las cuatro reacciones químicas que determinan la especiación de metales, por lo que la unión de ion metálicos a ligandos y su presencia en fases sólida y líquida son (Bourg, 1995):

- Procesos de adsorción
- Reacciones de intercambio iónico y disolución

- Precipitación y coprecipitación
- Complejación con ligandos inorgánicos y orgánicos

La especiación de metales (M) en el ambiente está determinada por una serie de reacciones, incluyendo complejación, precipitación y sorción. Estas reacciones afectan la partición de los metales a través de las fases sólida y líquida, de ahí su movilidad y su biodisponibilidad (Vijver & Parsons, 2019).

Los procesos de adsorción, desorción e intercambio iónico se llevan a cabo con los componentes reactivos presentes en suelos, sedimentos y en menor medida en el agua. Estos incluyen:

- minerales arcillosos
- hidróxidos (por ejemplo, $\text{Fe}(\text{OH})_3$) y/o carbonatos (por ejemplo, CaCO_3)
- materia orgánica

Los iones metálicos reaccionan con estos componentes reactivos de diferentes maneras. En suelos y sedimentos, los metales catiónicos se unen reversiblemente a los minerales arcillosos a través de procesos de intercambio catiónico. Los iones metálicos también forman complejos con los llamados grupos funcionales (principalmente grupos carboxílicos y fenólicos) presentes en la materia orgánica.

Las superficies cargadas negativamente de los componentes minerales reactivos y orgánicos presentes en el suelo, los sedimentos o el agua atraen átomos o moléculas cargadas positivamente (cationes), y permiten que estos cationes se intercambien con otros iones cargados positivamente.

La competencia entre los cationes por los sitios de unión está impulsada por la afinidad de unión de cada especie metálica, así como la concentración de cada especie metálica. La capacidad de intercambio catiónico (CEC) es una propiedad del sorbente, y se define como la densidad de sitios con carga negativa disponibles por masa de matriz ambiental (suelo, sedimento). De hecho, es una medida de cuántos cationes se pueden retener en superficies sólidas. Al aumentar el pH (es decir, disminuir la concentración de iones H^+) se aumenta la carga variable de la mayoría de los sorbentes (más tipos de grupos protonados en las superficies sorbentes liberan su H^+), especialmente para la materia orgánica, y por lo tanto también aumenta la capacidad de intercambio catiónico. Los protones (H^+) también compiten con iones metálicos por los mismos sitios de unión. Por el contrario, a pH decreciente (concentraciones crecientes de H^+), la mayoría de los sorbentes disminuyen su CEC (Vijver & Parsons, 2019).

1.2.13 Filtro batch

El sistema más empleado para el estudio de sorción ha sido el de lecho fijo.

Son recipientes con agitación en el cual se cargan los reactivos y se descargan una vez la reacción ha finalizado (Figura 3). Se caracterizan por no trabajar en condiciones estacionarias, Tanto la temperatura como las composiciones varían contantemente.

La saturación de la columna es controlada por parámetros como el tiempo, el espacio y el tamaño de la columna. Este sistema resulta ser más efectivo para la remoción de metales pesados. (Vizcaino & Fuentes, 2014). Estos reactores pueden ser montados a pequeña escala, no requieren mucho equipo auxiliar, como tuberías y sistemas de control que son menos elaborados y costosos.

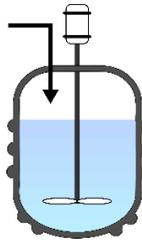


Figura 3: Reactor Discontinuo Batch (Marcial, 2008).

1.2.14 Técnicas de caracterización de materiales

Entre las técnicas más empleadas para la caracterización de materiales, tanto en estudio estructural, orientación y composición se encuentra la microscopía electrónica de barrido (SEM, por sus siglas en inglés) y la difracción de rayos X, utilizadas para el análisis de estructuras y la composición de materiales naturales y artificiales. Ambas técnicas se complementan en el procedimiento de la caracterización del material (Giles & Tirado, 2015).

1.2.14.1 Difracción de Rayos X (DRX)

La difracción de rayos X (XRD) es una herramienta analítica que permite determinar la geometría tridimensional de materiales cristalinos, de los cuáles se permite obtener los ángulos de difracción del material.

Este método es una herramienta poderosa para investigar la disposición ordenada de los átomos o moléculas por medio de la interacción de la radiación electromagnética para producir efectos de interferencia con estructuras comparables, en tamaño, a la longitud de onda de la radiación (Billmeyer, 1975). Los rayos X son ondas electromagnéticas con longitudes de onda de 0,02 a 10 nm, del mismo orden de magnitud que el espaciamiento entre los planos de un cristal, por lo tanto, pueden ser difractados por ellos. Cuando un haz de rayos X con una longitud de onda λ incide sobre

una estructura cristalina, hay un cierto ángulo de inclinación (Θ) para los cuál los rayos difractados se encuentran en fase. La energía de onda de todas las n ondas difractadas, y pueden ser detectada por un receptor, y se traduce en forma de un pico en el difractograma (Porta et al., 2019).

Los rayos X se producen por bombardeo de un anticátodo metálico con un haz de electrones de alto voltaje. Esto se efectúa en el interior de un tubo de vacío, y los rayos X salen al exterior a través de una ventana de berilio o mica en forma de un rayo bien delimitado. La elección del anticátodo metálico y del voltaje aplicado determinan la longitud de onda o longitudes de onda de los rayos X producidos (Billmeyer, 1975).

Los rayos X son muy conocidos por su capacidad de penetrar en profundidad en los sólidos (Nuffield, 1971).

La Figura 4 muestra las partes de un difractómetro.

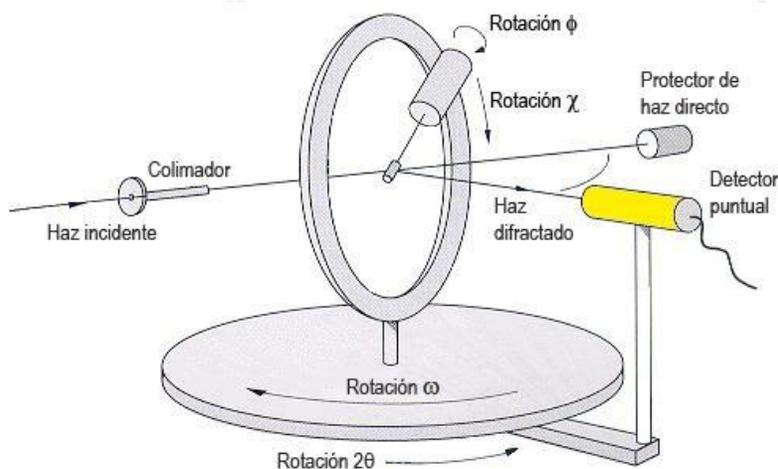


Figura 4: Partes de un difractómetro (Luqu et al., 2006)

1.2.14.2 Microscopía electrónica de barrido (SEM)

La microscopía electrónica de barrido, es una técnica que muestra la morfología de las superficies. Además, que se pueden observar los objetos en tres dimensiones, es una técnica no destructiva para la caracterización microestructura de los materiales metálicos (Vazquez & Damborenea, 2000) a escala micrométrica y manométrica, con la capacidad de ofrecer un amplio rango de información de la superficie de la muestra y composición química (Chacón et al., 2015). Permite observar el estudio de la orientación y el tamaño de las partículas, poros y fisuras, la identificación de especies cristalinas y nuevas fases de formación, y la morfología microscópica de las alteraciones existentes (Sánchez, 2002).

La técnica de microscopía electrónica de barrido (MEB), se trata de un complemento a la suficiencia de la técnica de DRX en la veracidad de la composición y estructura de un sistema.

Los microscopios electrónicos de barrido constan de un cañón electrónico en una columna de alto vacío, el orden de 10^{-5} mm de Hg, en la cual se genera un haz de electrones de alta energía (5-30 kV). Este haz es colimado por una serie de lentes electrónicas y focalizadas sobre la muestra analizada. Los detectores registran señales originadas por la interacción entre el haz de electrones y la muestra, que son procesadas y visualizadas en el sistema final de observación (monitor o pantalla). El cañón electrónico es el primer componente de la columna del microscopio y es el que produce el haz de electrones. Consta de un filamento emisor de electrones que son luego acelerados por un ánodo polarizado positivamente a una tensión variable entre unos 5 y 30 Kv.

La parte final de la columna del microscopio electrónico es la cámara con cierre de vacío que contiene la platina donde se coloca la muestra como se observa en la Figura 5. Un conjunto de controles externos permite desplazar

esta platina según los tres ejes xyz y variar su orientación según dos ejes de rotación. En esta cámara se colocan los detectores emitidas por la muestra.

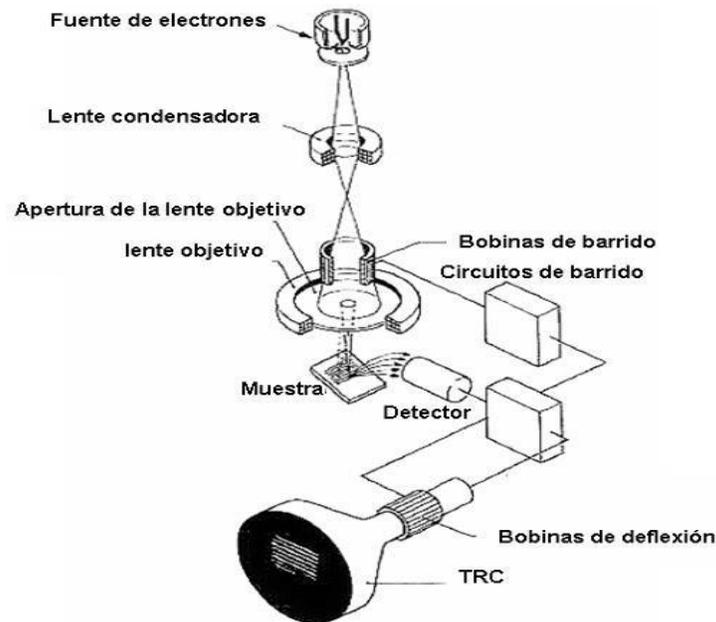


Figura 5: Partes de un microscopio electrónico de barrido (Kang et al., 2003).

Existen diversas interacciones entre el haz y la muestra, produciendo tipos de electrones resultantes según la cantidad de energía y el tipo de información que se obtendrá de la misma. Algunos tipos de electrones resultantes son (Figura 6):

- Secundarios: Son producidos cuando el haz de electrones pasa muy cerca del núcleo del átomo de material de la muestra, son de baja energía (≤ 5 eV), proporcionan información topográfica.
- Retro dispersados: Se producen cuando el haz de electrones choca fuertemente con el núcleo de los átomos de la muestra, produciendo una fuerza de repulsión en

dirección contraria. Interacción utilizada para obtener información sobre la composición superficial de la muestra.

- Rayos X: La producción de estas partículas es indispensable de haz del microscopio. Los rayos X son utilizados para caracterizar cada elemento de la muestra de un volumen grande de la muestra.

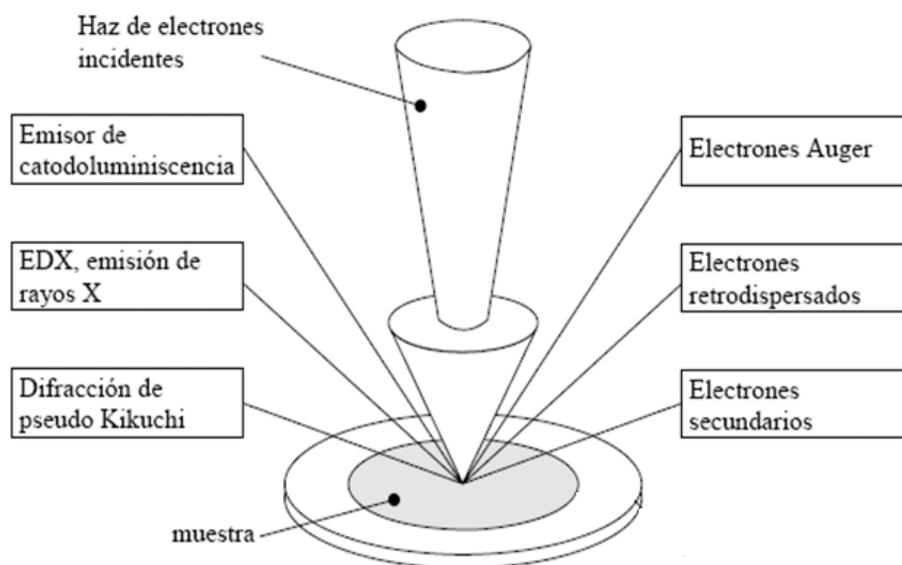


Figura 6: Representación esquemática del haz de electrones (Elias et al., 2013).

1.2.14.3 Espectroscopía de absorción atómica (EAA)

La espectroscopía de absorción atómica es una técnica que fue desarrollada por el científico australiano Sir Alan Walsh en 1955 con sus trabajos y su comunicación titulada “Aplicación de la espectroscopía de absorción atómica al análisis químico”, desarrollado en C.S.I.R.O.

Es una técnica analítica usada por la determinación cualitativa y cuantitativa de un elemento en una muestra. En este método la muestra en forma de un líquido homogéneo es introducido dentro

de una flama cuando la reacción es térmica o química creando átomos libres capaces de absorberse, emitiendo fluorescencia como característica de sus longitudes de onda.

Es extremadamente sensible, confiable y específica para la determinación de metales pesados, ya que cuenta con una transmisión de energía única para cada metal, permite la detección en el orden de partes por millón (ppm) debido a que las líneas de absorción atómica son considerablemente estrechas (de 0,002 a 0,005 nm) y las energías de transición electrónica son únicas para cada elemento (Gallegos et al., 2012).

1.2.14.3.1 Principio

La teoría de este método se basa en los niveles de energía de los electrones externos. De acuerdo con la mecánica cuántica, los electrones se distribuyen en varios átomos orbitales que difieren en un nivel de energía (Figura 7). Cuando los electrones están en un nivel de energía, se llama estado fundamental. Es posible promover un electrón externo desde su orbital primario a otro orbital superior (estado excitado) mediante el suministro de una cantidad determinada de energía con radiación (longitud de onda específica), este fenómeno se llama excitación. Si hay suficiente energía suministrada, el electrón abandona los electrones y el átomo se ioniza. Cada tipo de transición requiere una cantidad específica de energía, lo que permite su identificación. Después de esto a cada elemento tiene un espectro de adsorción atómica diferente dependiendo de las transiciones específicas que ocurren (Dermience, 2010).

Estas transiciones tienen anchos espectrales de décimas o hasta centésimas de nanómetro

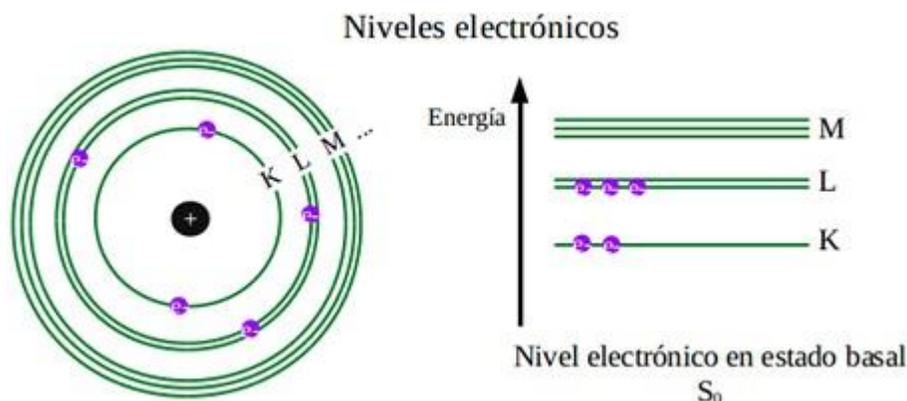


Figura 7: Niveles de energía de un electrón (Dermience, 2010).

1.2.14.3.2 Instrumentación

Se utiliza una fuente de luz que emite una estrecha línea espectral de la energía característica para excitar lo átomos libres formados en la llama.

Los compuestos se tienen que romper en los átomos que los constituyen para su análisis. Ello se realiza por la pulverización en una llama a alta temperatura. Un rayo luminoso en una cierta longitud de onda, producido por un tipo especial de lámpara, se dirige a lo largo del eje longitudinal de una llama plana y hacia un espectrofotómetro. Simultáneamente, la solución de la muestra es aspirada hacía el interior de la llama. Antes de entrar en ésta, la solución es dispersada formando una niebla de gotitas muy finas, que se evaporan en llama dando inicialmente la sal seca y luego el vapor de la sal, el cual se disocia, por lo menos en parte, en átomos del elemento que se desea determinar.

La Figura 8 muestra la instrumentación para la absorción atómica.

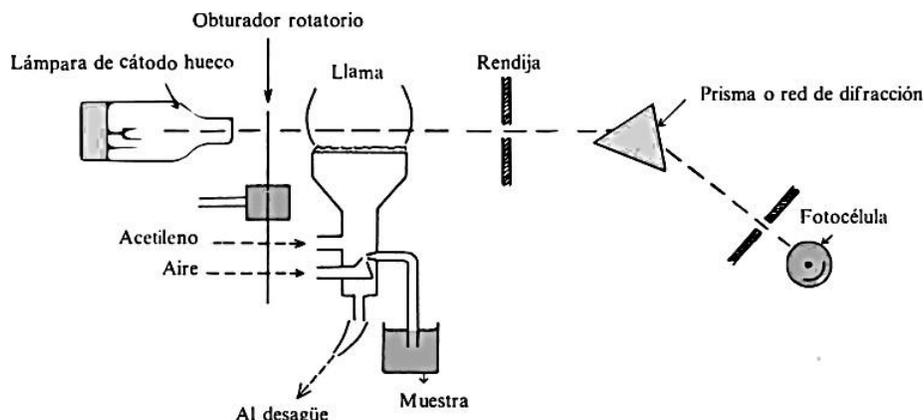


Figura 8: Esquema de un espectrofotómetro de absorción atómica (Gallegos et al., 2012).

1.2.14.3.3 Lámpara

La fuente de luz es usualmente una lámpara de cátodo hueco (Figura 9), esta debe ser del elemento que se desea analizar. La lámpara de cátodo hueco (LCH) consiste en un cilindro relleno con un gas inerte dentro del cual se encuentra un cátodo (construido del metal a analizar) y un ánodo. Al aplicar un cierto potencial a través de los electrodos esta fuente emite es espectro atómico del metal del cual está construido el cátodo. Esta es una excelente fuente de energía que permite medir la absorción de bandas angostas con la mayor sensibilidad.

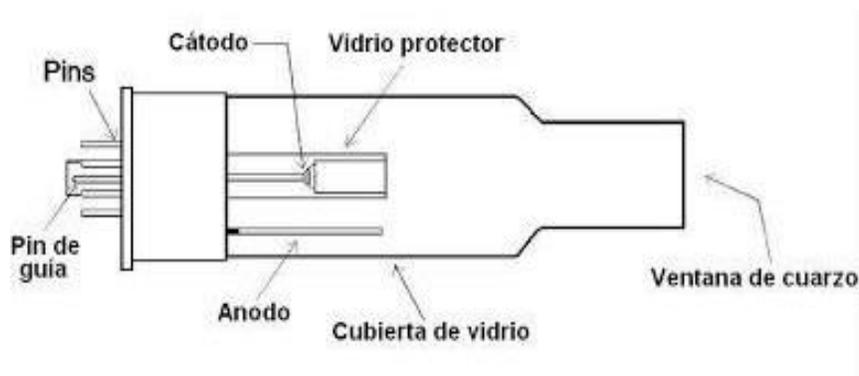


Figura 9: Esquema de una lámpara de cátodo hueco (Soto, 2019).

1.2.14.3.4 Absorbancia

La absorbancia es el logaritmo de la proporción entre la intensidad de radiación incidente y transmitida a través de una muestra. Matemáticamente, está relacionada (Parada & Forero, 2017).

Se escribe:

$$A = \log\left(\frac{I_0}{I}\right) \quad (5)$$

Donde

A.- es la absorbancia

I.- es la intensidad de la radiación incidente

I_0 .- corresponde a la intensidad de la radiación transmitida a través de la muestra.

La transmitancia T se define como la proporción entre la radiación transmitida y la radiación incidente

$$T = \frac{I}{I_0} \quad (6)$$

Por lo tanto, la absorbancia se relaciona con la transmitancia T mediante la relación

$$A = \log T \quad (7)$$

La absorbancia es una cantidad adimensional y es una medida de la cantidad de luz que es absorbida al pasar a través de una muestra.

1.2.14.3.5 Ley de Beer-Lambert

En 1729, Pierre Bouguer descubrió una relación entre la atenuación de la luz y el material a través del cual la luz viaja, conocida como la ley de Beer-Lambert . Posteriormente, Johann Lambert citó el trabajo de Bouguer y estableció la ley de Lambert, según la cual la absorbancia de un material se incrementa con su grosor. Posteriormente, August Beer descubre en 1852 que la absorbancia es proporcional a la concentración en una muestra de material, lo que se conoce como la ley de Beer (Parada & Forero, 2017).

A partir de las leyes de Lambert y Beer se establece una ley más general: la ley de Beer-Lambert. Esta ley combina las dos deducciones, es decir, establece una relación directamente proporcional entre la absorbancia y la concentración y grosor de una muestra de material. Esta ley permite la medición de la concentración de distintas sustancias a partir de espectros de absorción y es una práctica muy común en la ciencia.

Matemáticamente, la ley de Beer-Lambert se expresa a partir de la intensidad I que atraviesa una muestra y la intensidad I_0 de referencia. Como la ley de BeerLambert establece que la absorbancia de una muestra varía linealmente con la concentración de la sustancia en esta, el camino recorrido (ancho de la muestra) y la naturaleza de la sustancia en solución, se puede escribir la relación de proporcionalidad como:

$$A = \epsilon cl \quad (8)$$

Donde

ϵ . – corresponde a absortividad molar de la sustancia en solución,

c .- es la concentración

1.- la longitud del camino recorrido

1.2.14.3.6 Interferencias

Quizás, la más importante fuente de inexactitud en mediciones de AA son las interferencias (Elmer, 2020).

En general, estas son cualquiera que altere las lecturas de absorbancia de las soluciones de muestra y de referencia. Se pueden distinguir cinco principales tipos de interferencia.

1. Interferencia espectral. Es causada por una línea de un componente de matriz traslapada con una línea de resonancia del análisis. Como las líneas atómicas espectrales son muy angostas (centésimas de nanómetro), tal probabilidad de traslapare es muy remota. La casi ausencia de interferencias espectrales es de hecho una de las mayores ventajas de AA.
2. interferencia física. Las diferencias de viscosidad y tensión superficial entre la muestra y referencia, producirá diferencias en el flujo de la solución y el tamaño de las partículas nebulizadas. Por ejemplo, si las soluciones de referencia tienen viscosidad más baja produciendo mayor flujo, y además la tensión superficial es menor, se producirán partículas más pequeñas. Ambos efectos tienden a incrementar la concentración de átomos de la flama dando valores altos. En contraste si la solución de muestra tiene mayor viscosidad y tensión superficial, se tendrán valores de absorbancias más bajos. Estas interferencias físicas se minimizan igualando las soluciones de referencia y muestra, al menos en la mayoría de sus constituyentes,
3. Interferencias químicas. Esta ocurre cuando los componentes del elemento análisis se vaporizan y se atomizan diferente en las soluciones de referencia y de muestra. En este caso, la interferencia química se minimiza utilizando una flama más caliente.

4. Interferencias por ionización. Interferencias por ionización. El ambiente dinámico de la flama contiene varias especies de metal análito, M . Estas incluyen: M^0 , átomos en estado basal o neutro; M^* , átomos excitados; M_y , compuestos no disociados; M_o , óxidos metálicos; y M^+ , iones metálicos. Sin embargo, solo M^0 es capaz de provocar absorción atómica. La formación de M^{++} (ionización), reducirá la concentración de M^0 , y la señal de adsorción del análito.

Algunos metales, particularmente los alcalinos y alcalinos térreos se ionizan apreciablemente a las temperaturas de la flama de óxido nitroso-acetileno.

La iinterferencia por ionización puede evitarse añadiendo un exceso de supresores a las soluciones de referencia.

5. Interferencia por absorción no específica, NSA. Se utiliza colectivamente este término para cubrir señales falsas por absorción molecular o centello de partículas en el atomizador. Es más severa con atomizadores de horno, pero puede provocar problemas en flama también. Los componentes de la matriz pueden provocar absorción molecular, que está presente aún en la línea espectral del análito. Esto produce una señal de absorción no debida a absorción atómica. A menos que esta falsa NSA sea compensada, se tendrá una lectura incorrecta.

1.2.15 Digestión ácida

Se entiende por digestión al mecanismo mediante el cual a altas temperaturas y en presencia de ácidos se consigue la descomposición de la materia orgánica en fracciones más simples, como iones, agua y los gases remanentes de las mezclas ácidas (Gómez, 2014).

Las técnicas de digestión se llevan a cabo con el objetivo de reducir la interferencia de la materia orgánica y convertir el metal asociado a las partículas en una forma (normalmente metal libre) cuya

concentración pueda determinarse por espectrometría de absorción atómica o espectroscopía de plasma.

Una desventaja que tiene este método respecto al de sistema cerrado son los riesgos de contaminación y la pérdida de analitos volátiles (Mendoza et al., 2014).

El HNO_3 digiere la mayoría de las muestras en forma adecuada. Sin embargo, se pueden utilizar otros ácidos para la digestión como el HCl , H_2SO_4 , HClO para una digestión completa (García et al., 2006).

1.2.15.1 Tipos de ácidos usados en digestores

Normalmente se suelen usar ácidos para la digestión de las muestras, aunque no son las únicas sustancias empleadas con este fin, en ocasiones también se usan hidróxidos de metales alcalinos en solución y algunas sustancias más, como agentes oxidantes (Quispe, 2011).

Las siguientes son características de ácidos y el tipo de muestra que son usados, por lo general concentrados y calientes.

- **Ácido clorhídrico (HCl):** Es excelente disolviendo muestras de tipo inorgánico, pero tiene aplicaciones limitadas en materiales orgánicos. Se usa ampliamente en la disolución de óxidos metálicos. Se considera concentrado el ácido clorhídrico a 12 M.

Forma cloruros solubles con todos los elementos excepto con Ag , Hg y Ti . Disuelve sales de carbonatos, fosfatos y boratos. La digestión del hierro es baja y los siguientes óxidos son insolubles Al , Be , Cr , Sb , Sn , Si , Ti y Zr .

- **Ácido Nítrico: (HNO_3):** Es un poderoso agente oxidante que disuelve los metales comunes, con excepción del aluminio, antimonio, estaño y el cromo, debido a que forman una capa

protectora de óxido en la superficie que no permite la disolución. Este ácido también se usa para la descomposición de muestras orgánicas para el análisis de metales traza, muchas veces adicionando al ácido, peróxido de hidrogeno o bromo. El uso de este método no es recomendado en la preparación de muestras en vaso abierto para análisis de no metales, pues puede presentarse pérdida de analito.

Genera la oxidación de la materia orgánica como: $(CH_2)_n + 2HNO_3 \rightarrow CO_2 + 2NO + 2H_2O$

Frecuentemente se mezcla con H_2O_2 o HCl , HF , H_2SO_4 . El ácido nítrico forma nitratos solubles con todos los elementos excepto Au , Pt , B , Al , Cr , Ti y Zr .

- Ácido Sulfúrico (H_2SO_4): Muchos materiales son disueltos por este ácido, inclusive, la mayoría de los compuestos orgánicos, que son deshidratados y oxidados, también los metales son atacados por el mismo.
- Ácido Perclórico ($HClO_4$): Es un potente agente oxidante que ataca compuestos que otros ácidos no pueden atacar, sin embargo, es necesario manejarlo con mucho cuidado, pues es explosivo, sobre todo concentrado, a altas temperaturas y en contacto con materiales orgánicos o inorgánicos, fácilmente oxidables. Estas características limitan su uso.
- Ácido nítrico/peróxido de hidrogeno: Incrementa el potencial de oxidación $2H_2O_2 \rightarrow 2H_2O + O_2$, la relación típica es HNO_3 y H_2O_2 (4:1).
- Ácido clorhídrico/Ácido nítrico: (3:1), forma el complejo $NOCl$:
 $2NOCl \rightarrow 2NO + Cl_2$, digiere metales preciosos y sulfuros. Ácido fluorhídrico: Descompone los silicatos $SiO_2 + 6HF \rightarrow H_2SiO_6 + H_2O$, usualmente combinado con otros ácidos digiere minerales, suelos, plantas y otros.

Capítulo 2

2.1 Planteamiento del problema de investigación

La contaminación del agua por metales pesados es una de las problemáticas ambientales más severas que enfrentamos actualmente. Estos llegan a los cuerpos de agua, fundamentalmente de descargas industriales, minería y en menor proporción del subsuelo. Su presencia está asociada a múltiples impactos sobre la flora y fauna, y sobre la salud humana. Para la remoción de estos existen diversos procesos físico-químicos, entre los que destacan la precipitación, intercambio iónico, ósmosis inversa y adsorción; sin embargo, estos representan altos costos en su implementación y mantenimiento. Por tal motivo, en este proyecto se plantea el uso de tezontle para la remoción de metales presentes en agua como una alternativa sustentable, mediante la implementación de un filtro en Batch.

2.2 Hipótesis

Mediante la implementación de un filtro de lecho fijo empaquetado con tezontle, es posible remover cobre y plomo de manera eficiente.

2.3 Justificación

Existen diversas tecnologías para la remoción de metales pesados presentes en agua; sin embargo, algunas de ellas resultan ser costosas. Es por estas razones, que se requiere del uso productos y/o tecnologías alternativas de manera sustentable.

En este sentido, el uso de un material mineral como el tezontle, el cual es abundante en la naturaleza, puede ser utilizado para la remoción de metales de en agua.

2.4 Objetivos

2.4.1 Objetivo general

Evaluar la capacidad de adsorción de cobre y plomo, usando dos tipos de tezontle empacados en filtros tipo batch, a diferentes niveles de pH.

2.4.2 Objetivo específico

1. Caracterizar el tezontle mediante difracción de rayos X y microscopía electrónica de barrido
2. Analizar la influencia del pH en la remoción de cobre y plomo
3. Determinar las cinéticas de adsorción usando diferentes modelos

Capítulo 3

3.1 Diseño experimental

Para la remoción de los metales propuestos, se utilizaron columnas de vidrio de diámetro 8.5 cm y 59 cm de longitud, con un volumen aproximado de 3.347 L (Figura 10).



Figura 10: Filtro tipo batch

Inicialmente se empacaron dos columnas por separado, una con tezontle rojo y la otra con tezontle negro (Figura 11).



Figura 11: Tezontle rojo y negro

Posteriormente se procedió a pasar a través de las columnas soluciones sintéticas a 10 ppm de Pb y Cu a 3 diferentes valores de pH (ácido, neutro y básico), en donde se dejó en contacto con el soporte durante 60 minutos. En este sentido, De los Santos et al., menciona que este tiempo es

suficiente para que el adsorbente se sature y el proceso de adsorción termine (De los Santos et al., 2019).

Finalmente, se tomaron 6 muestras de 50 ml cada 10 minutos por 60 minutos de cada columna, para ser analizadas por espectrofotometría de absorción atómica.

3.2 Estrategia experimental

La estrategia experimental se presenta en la siguiente figura 12.

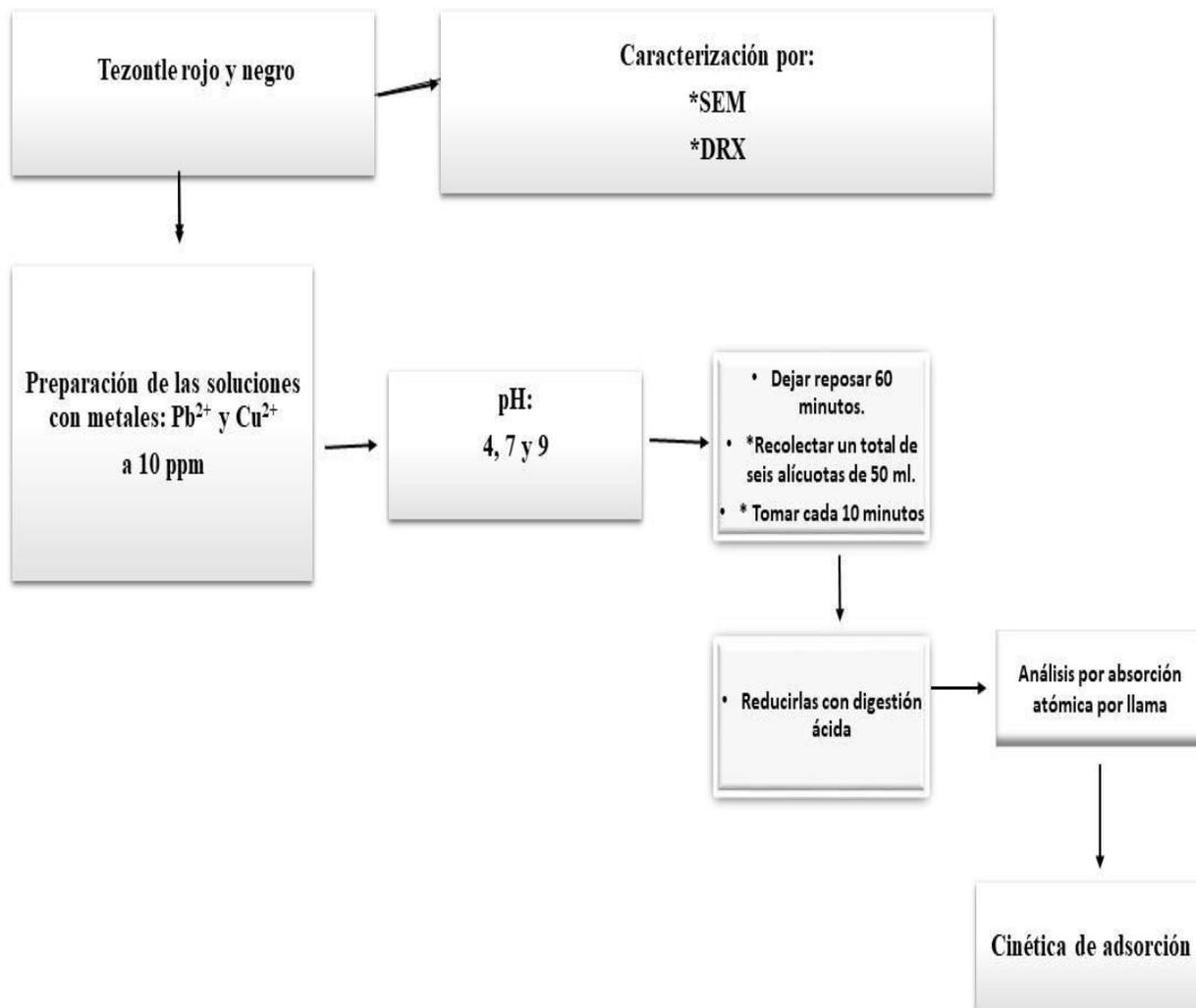


Figura 12: Diagrama de flujo de la parte experimental

3.3 Materiales y métodos

3.3.1 Filtro-adsorbente

Se pesaron 1.120 kg de tezontle rojo y se colocaron en una columna, igualmente se hizo para el tezontle negro. Antes de empacar el tezontle dentro de la columna este fue lavado con suficiente agua, después se dejó escurrir la mayor proporción de agua para ser colocado en la columna. Cabe mencionar que las piedras del tezontle se colocaron completas, sin triturar.

3.3.2 Preparación de las soluciones sintéticas

Se prepararon tres soluciones diferentes de Cu y Pb a una concentración de 10 ppm cada una, a partir de sulfato cúprico, $\text{CuSO}_4 \cdot 5 \text{H}_2\text{O}$ y Nitrato de plomo, $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$, ambas de grado analítico. El pH de las soluciones fue ajustado a 4, 7 y 9 con ácido nítrico al 70 % de pureza.

3.3.3 Filtro tipo Batch

Se utilizó para el filtro batch una columna de vidrio de 8 cm de diámetro y 59 cm de longitud (figura 13).

3.3.4 Ensayos de adsorción

Después de que la columna fue empaquetada con tezontle, se le hizo pasar la muestra enriquecida con los metales y se dejó reposar por una hora (Figura13).

Pasada la hora se recolectó la primera alícuota de 50 ml, y posteriormente cada 10 minutos se tomaron 6 alícuotas.



Figura 13: Filtro tipo batch empaquetado con tezontle y la muestra

3.3.5 Lavados del tezontle

Antes y después de cada experimento el tezontle fue lavado con ácido nítrico al 10% e hidróxido de sodio al 10%. Cada lavado por separado, con tiempos de reposo cada uno de media hora aproximadamente. Entre cada lavado de ácido e hidróxido, el tezontle se lavó con agua y después se dejó escurrir para la siguiente columna. El tezontle se reutilizó para los tres pH, 4, 7 y 9.

3.3.6 Difracción de Rayos X

Para este estudio se tomó un microgramo de cada uno de los tezontles, triturado previamente en un mortero, asimismo cada una de las muestras fue analizada de dos maneras, antes y después de un lavado con agua desionizada.

Los análisis se realizaron con un difractómetro Bruker D8 Advance Eco (figura 14).

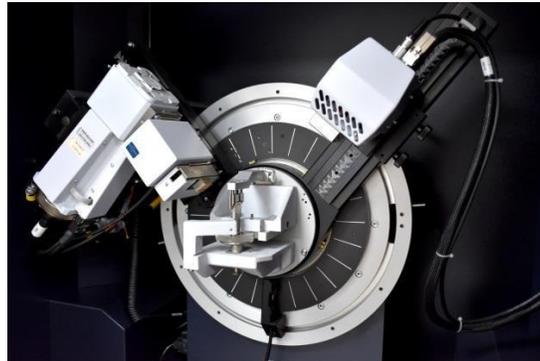


Figura 14: Difractómetro

3.3.7 Microscopía Electrónica de Barrido (SEM)

La composición elemental del tezontle se hizo mediante microscopía electrónica de barrido.

Se utilizó un microscopio electrónico de barrido de alta resolución (*Microscopio Electrónico de Barrido, JEOL JSM-IT500*). Las imágenes de electrones secundarios se lograron excitando la muestra con voltajes de aceleración de 20 KV (Figura 15).



Figura 15: Microscopio electrónico de barrido.

3.3.8 Digestión ácida en sistema abierto

Después de que se obtuvieron todas las alícuotas de 50 ml cada una que fueron pasadas a través de las columnas, estas se pusieron en una parrilla de calentamiento, concentrándolas casi a sequedad, posteriormente se re-suspendieron en HNO₃ al 10%, y se aforaron a 25 ml.

Después se pasaron por un filtro GF/PET 45/25 y se guardaron para ser analizadas por espectrofotometría de absorción atómica (Figura 16).



Figura 16: Espectrofotómetro de absorción por flama

3.3.9 Porcentajes de remoción de los metales

Con los resultados obtenidos de absorción atómica (AA), se obtuvieron los porcentajes de remoción para ambos tezontles.

Se utilizó la siguiente fórmula:

$$\% \text{ Remoción} = \frac{Co - Ce}{Co} \times 100 \quad (9)$$



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MORELOS



Donde:

C_o : concentración inicial

C_e : concentración final.

Capítulo 4

4.1 Resultados y discusión

4.1.1 Difractogramas y micrografías

4.1.2 Análisis por Microscopía Electrónica de Barrido (SEM)

4.1.2.1 Tezontle rojo

En la tabla 5 se muestra la composición elemental del tezontle rojo obtenidos del análisis de este trabajo, mientras que en la parte derecha se plasman los valores obtenidos por Ortega, ambos obtenidos a través de difracción de rayos X. El tezontle está constituido en mayor proporción por oxígeno (53.83 %), seguido por el carbono (16.26 %), silicio (14.3 %) y aluminio (6.15 %). Dichos resultados comparados son similares a lo reportado por Ortega (Ortega, 2022).

Tabla 5

Composición elemental del tezontle rojo en % atómico

Elemento	% atómico en el presente estudio	*Valores de Ortega
O	53.83	67.90
C	16.26	-
Si	14.3	16.16

Al	6.15	7.71
Ca	2.54	3.09
Na	2	2.87
Mg	1.94	0.39
Fe	1.78	0.99
K	0.9	0.28
Ti	0.3	0.32
W	-	0.28
Total	100	100

*Resultados realizados por Ortega, 2022.

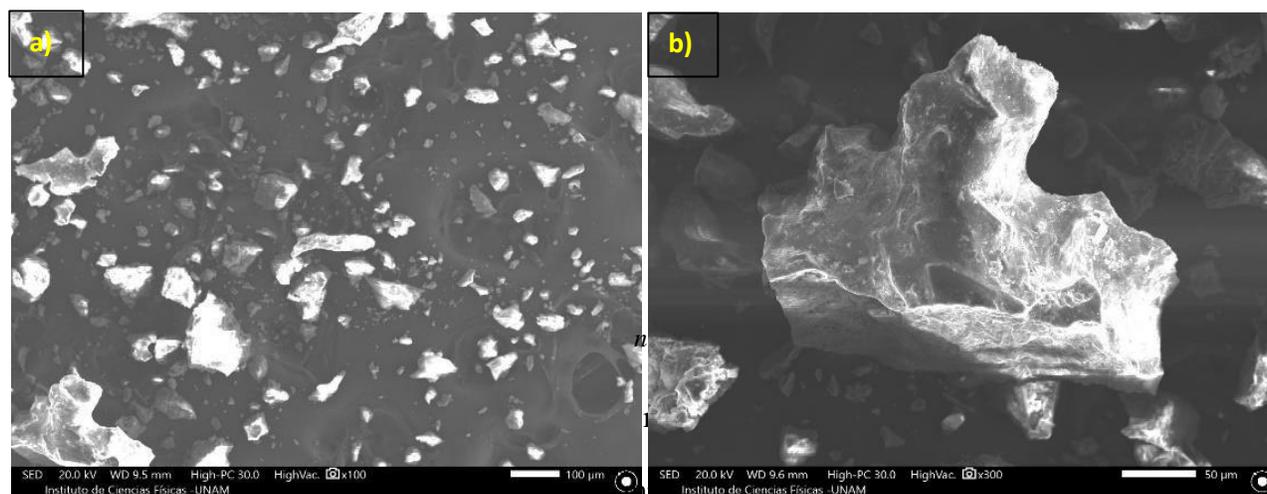
La fase mayoritaria en el mineral se observan contenidos de oxígeno y silicio, debido a que el tezontle en su composición tiene óxidos y es un aluminio-silicato.

En un estudio realizado por Ponce et al., en tezontle rojo, menciona que el mineral primario más abundante encontrado fue el cuarzo (SiO_2), seguidos de feldespato de sodio y calcio (plagioclasa), este último son un conjunto de minerales que comprenden la albita Na (AlSi_3O_8) y anortita Ca ($\text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_8$) (Ponce et al., 2013).

Otro estudio realizado al tezontle rojo por Bustos et al., mencionan que los especímenes del tezontle rojo en su composición tiene esqueletos de silicatos de alumina por tipo de plagioclasa (albita ($\text{NaAlSi}_3\text{O}_8$) y anortita ($\text{CaAl}_2\text{Si}_2\text{O}_8$) y cadenas de silicatos de alumina (peridoto ($\text{MgFe})_2\text{SiO}_4$, piroxeno ($\text{CaMgFe})\text{SiO}_3$, augita ($\text{CaMgFe})_2(\text{SiAl})_2$ y enstatita MgSiO_3). También presenta silica (cuarzo SiO_2 , cristobalita SiO_2) y óxido de hierro (wustita FeO , magnetita Fe_3O_4) (Bustos et., 2015).

Entre tanto, Ortega (2022), menciona que este material tiene en su composición hematita, el cual contiene óxido de hierro y calcio, óxido de calcio y magnetita. En base a los resultados obtenidos y lo descrito en la página 17, el tezontle rojo tiene una gran cantidad de grupos funcionales de óxidos en su composición.

En la figura 17 se presentan las micrografías obtenidas mediante la microscopía electrónica de barrido (SEM) del tezontle rojo en dos aumentos, 100x y 300x.



presencia de algún elemento que componen en mayor proporción la composición elemental del tezontle rojo, como el aluminio y el silicio, como lo muestra la tabla 5, ya que el tezontle es un aluminosilicato, mientras que en la superficie de abajo se observa una superficie uniforme y porosa, con poros de diferentes tamaños. En la figura 17 b) con un aumento de 300x se observa

una de las partículas adheridas a la superficie porosa, se observa una superficie de estructura sólida y amorfa.

4.1.2 Tezontle negro

En la tabla 6 se muestra la composición elemental del tezontle negro, análisis obtenido a través de la difracción de rayos X. El contenido del tezontle está comprendido en mayor proporción por carbono (47.51 %), oxígeno (27.24 %), silicio (12.35 %) y aluminio (4.64 %).

Tabla 6

Composición elemental tezontle negro

Elemento	% atómico
C	47.51
O	27.24
Si	12.35
Al	4.64
Mg	2.57
Ca	2.16
Na	1.70
Fe	1.48
K	0.35
Total	100

De igual manera que el tezontle rojo, el tezontle negro, tiene en su composición elemental la presencia mayormente de oxígeno (27.24%), carbono (47.51%), silicio (12.35%) y aluminio (4.64 %) entre otros elementos en menor proporción como magnesio, calcio y sodio, etcétera. La presencia de silicio y aluminio es debido a que el tezontle es un alumino-silicato (Lara, 1999).

En la pagina 25 se mencionó que el silicio es un compuesto elemental del tezontle. De las sílices naturales que se conocen son el cuarzo (SiO_2), tridimita (SiO_2), cristobalita (SiO_2) y opal ($\text{SiO}_2 \cdot \text{H}_2\text{O}$) (Rosales, 2014) (Chairez, 2014),

Ponce (2013) reporta en su trabajo que el tezontle rojo presenta minerales secundarios en su estructura de óxido de Fe, como la hematita, compuesto que aporta el color rojo. La presencia de Fe le confiere el color rojo o negro, característico de la hematita o magnetita, mencionado en el capítulo 3.3.1.

Por su parte, Landeros (2014) menciona que los componentes minerales que contiene el tezontle son la anortita, cristobalita, diopsida, fosterita, cuarzo y hematita, y está compuesta principalmente por anortita ($\text{CaO} \cdot \text{Al}_2\text{O}_3 \cdot (\text{SiO}_2)_2$). La presencia de óxidos de hierro le confiere el color rojo o negro, característico según de la hematita o magnetita (Fe_2O_3) y que puede contener trazas de Ti, Al, Mn y H_2O .

De acuerdo con lo descrito con Landeros y en base a los porcentajes obtenidos en la tabla 6, se puede deducir que el cuarzo, la anortita, la cristobalita, diopsida, Fosterita y la hematita son compuestos integrantes del tezontle negro.

En la figura 18 se presentan las micrografías obtenidas mediante la microscopía electrónica de barrido (SEM) del tezontle negro, a 5 μm . tamaño de 5 μm .

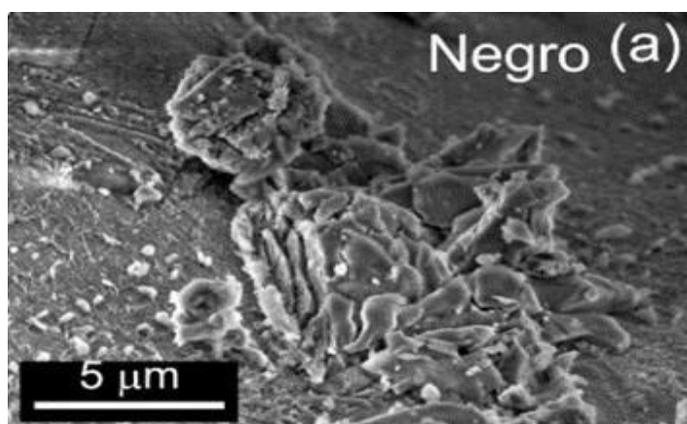


Figura 18: Micrografía del tezontle negro con magnificación de 5 μm .

Se observan superficies rugosas y pequeñas fisuras salientes, pero no se observan los poros como en el caso del tezontle rojo, se ve más compactada, por lo que la porosidad aparentemente es menor, asimismo se observan pequeñas partículas adheridas a la superficie, las cuales pueden ser elementos que contiene el tezontle en su composición elemental.

Ortiz et al., Afirma que los iones metálicos de (Cd^{2+} , Co^{2+} , Cu^{2+} , Hg^{2+} , Mg^{2+} , Ni^{2+} , Pb^{2+} y Zn^{2+}) son absorbidos por el tezontle rojo y negro en altos porcentajes de remoción (Ortiz et al., 2007).

4.3 Eficiencia de remoción

La eficiencia de remoción para cada uno de los materiales utilizados se determinó considerando la concentración inicial (C_0) de cada uno de los metales y la concentración observada en cada uno de los tiempos establecidos (C_t).

4.3.1 Tezontle negro

4.3.1.1 Pb

La figura 19 muestra los porcentajes de remoción obtenidos para el Pb en los 3 niveles de pH.

El porcentaje total promedio removido de Pb en pH 4 fue del 86.05 %, seguido de pH 7 con un 53.25 % y finalmente pH 9 con un 76.5 % de remoción. Tal como se puede observar a pH 4, prácticamente en el minuto 60 se llegó al punto de saturación, mientras que a pH 9, la saturación se logró al minuto 90, a pH 7 se observa un comportamiento muy particular; es decir a partir del minuto 60 se presenta una ligera desorción hasta el minuto 90, y ese momento de nuevo incrementa la adsorción hasta llegar al minuto 110. En este sentido, De los Santos menciona que este comportamiento se debe a que la velocidad de reacción ocurre en estos minutos dando valores más altos, y es el tiempo suficiente para que el adsorbente se sature y el proceso de adsorción termine, después de esto, los valores empiezan a disminuir (De los Santos et al., 2019).

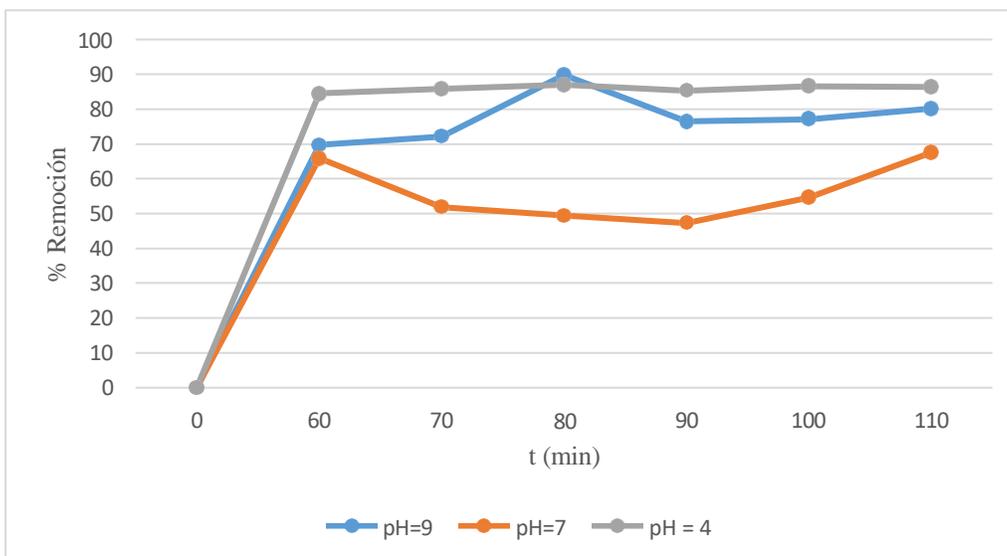


Figura 19. Porcentaje de remoción de Pb en tezontle negro

4.3.1.2 Cu

En la figura 20 se muestran los porcentajes de remoción de Cu en el tezontle negro.

El porcentaje total promedio removido de Cu en pH 4 fue del 88.85 %, seguido de pH 7 con un 87.8 % y finalmente pH 9 con un 78.85 % de remoción. El comportamiento de adsorción entre pH 4 la saturación se logró al minuto 60, la concentración permaneció casi constante hasta el minuto 110, mientras que pH 7 y 9, se presentaron ligeras fluctuaciones, siendo en el minuto 90 en donde hubo un incremento súbito, y luego una pequeña disminución hasta llegar al minuto 110.

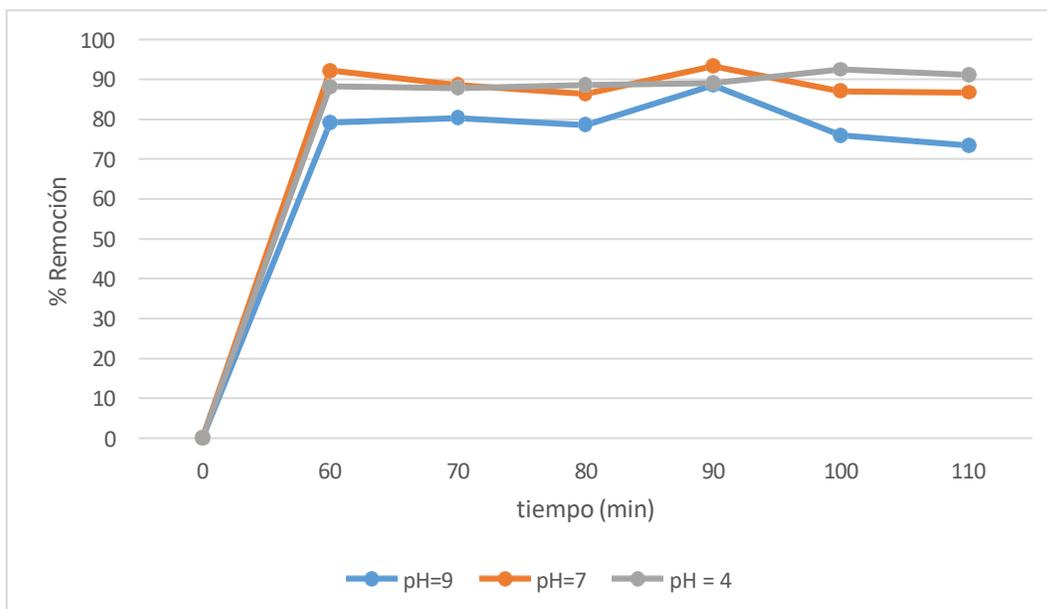


Figura 20. Porcentajes de remoción en Cu en el tezontle negro

4.3.2 Tezontle rojo

4.3.2.1 Pb

En la figura 21 se muestran los porcentajes de remoción de Pb en el tezontle rojo.

El porcentaje total promedio removido de Pb en pH 4 fue del 89.1 %, en pH 7 con un 81 % y finalmente pH 9 con un 80.83 % de remoción.

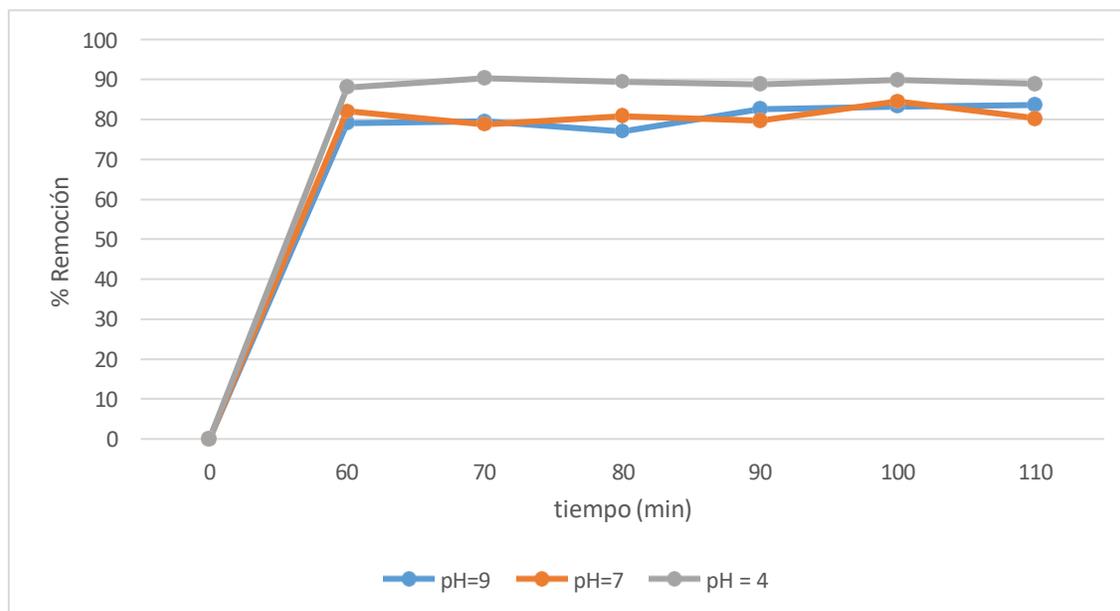


Figura 21. Porcentajes de remoción de Pb en tezontle rojo

En pH 4 en el minuto 70 se observa que hubo la mayor remoción de Pb con 90.3 %, en pH 7 en el minuto 100 con un 84.5 %, mientras que en pH 9 en el minuto 110 hubo 83.6 % de remoción.

Los resultados muestran que pH 4 es donde se obtuvo el mayor porcentaje de remoción con 89.1 % y pH 4 fue el de menor remoción con un 80.83% removido.

4.3.2.2 Cu

En la figura 22 se observa el porcentaje promedio total removido de Cu en pH 4 fue del 98.7 %, seguido por pH 7 con un 93.4 % y finalmente pH 9 con un 92.4 %.

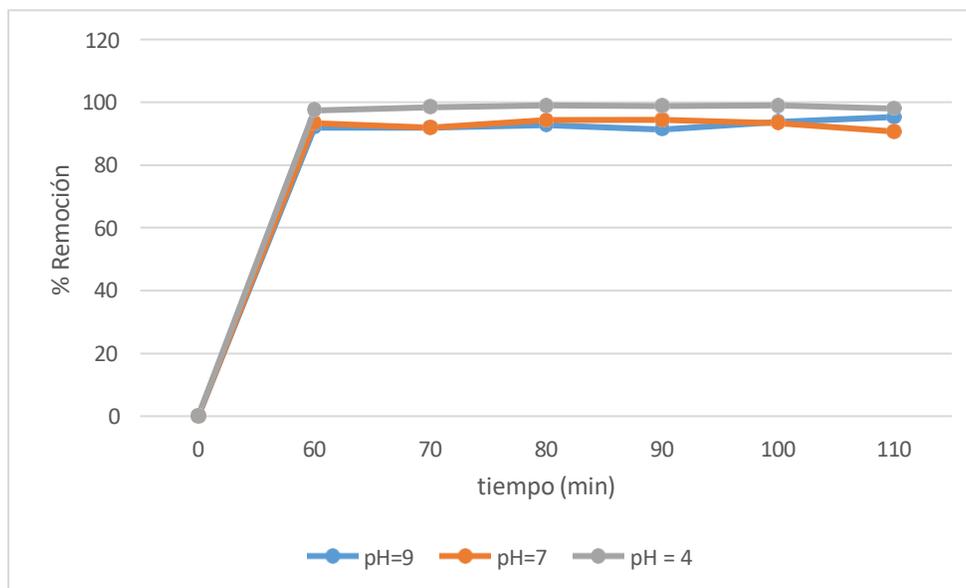


Figura 22. Porcentaje de remoción de Cu en el tezontle rojo

En términos generales de los tres valores de pH estudiados, a pH 4 es en donde se obtuvieron los mayores porcentajes de remoción, tanto en tezontle rojo, como en tezontle negro para Pb y Cu.

El valor del pH de la fase acuosa es el factor más importante tanto en la adsorción de cationes como aniones. Así, mientras que la adsorción de cationes suele estar favorecida para valores de pH superiores a 4.5, la adsorción de aniones prefiere un valor bajo de pH entre 1.5 y 4 (Tejada et al., 2014). Las superficies cargadas negativamente de los componentes minerales reactivos y orgánicos presentes en el suelo, los sedimentos o el agua atraen átomos o moléculas cargadas positivamente (cationes), y permiten que estos cationes se intercambien con otros iones cargados positivamente (Vijver & Parsons, 2019). Carbonel indica que cuando una solución se encuentra a un pH bajo ($\text{pH} < 4$), el número de iones hidrógeno supera en gran cantidad a los iones metálicos, la superficie del adsorbente se cubre de iones hidrógeno y se reduce el número de sitios activos disponibles, esto

explica la poca adsorción. Conforme aumenta el pH de la solución se reduce la concentración de iones hidrógeno, lo que permite una mejor atracción entre los cationes metálicos (con carga positiva) y la superficie del adsorbente (con carga negativa) donde estos son adsorbidos en la superficie del adsorbente mediante intercambio catiónico o atracción electrostática; sin embargo, un pH muy alto (> 9), la adsorción de los metales podría estar enmascarada por la precipitación de estos, favoreciendo la formación de cationes hidroxilos (Carbonel R. D., 2018).

4.4 Cinética de adsorción

La determinación de la cinética es esencial para determinar la dinámica del proceso y el comportamiento del equilibrio de adsorción. Los procesos de adsorción son dependientes del tiempo y es necesario conocer la rapidez para evaluar el adsorbente. Solo se evaluó a pH 4, ya que como se mencionó es el porcentaje con mayor adsorción. En la tabla 7 se observan los coeficientes de determinación (R^2) determinado en cada uno de los modelos evaluados.

Tabla 7

Cinéticas de adsorción para Cu y Pb en ambos materiales

Material	Metal	Modelo	Parámetro	Valor
Tezontle rojo	Pb	Pseudo primer orden	R^2	0.7859
	Cu	Pseudo primer orden	R^2	0.7992

Tezontle negro	Pb	Pseudo primer orden	R^2	0.8115
	Cu	Pseudo primer orden	R^2	0.8864

Considerando el R^2 más alto, se llega a la conclusión de que, en ambos materiales, tanto el Cu como el Pb, se ajustaron al modelo de pseudo-primer, lo que sugiere que la remoción se lleva a cabo fundamentalmente por fisorción. El modelo de Lagergren se basa en la capacidad de adsorción del sólido, donde a cada especie química presente en disolución se le asignan un sitio de adsorción del material absorbente (Torres et al., 2016), lo que significa que la adsorción de los iones ocurrió sobre la superficie, lo que asume que cada ion de Pb y Cu presente en la solución tiene un sitio activo asignado en la superficie del tezontle y que la transferencia de masa es la etapa que controla el proceso de adsorción.

4.5 Termodinámica del proceso

Otra manera de explicar el comportamiento de los resultados obtenidos es por los diagramas de Pourbaix, estos describen el comportamiento pE-pH. Tales diagramas son representaciones gráficas en condiciones isotérmicas que muestran las áreas de predominancia de cada una de las formas en las que se puede presentar las especies en un sistema redox en función del pH, son útiles para conocer las condiciones en que las especies que se forman o se disuelven (Carriazo et al., 2007).

Las líneas punteadas en los diagramas de Pourbaix representan los límites en los que son estables las soluciones acuosas, puesto que dichas líneas se refieren a los valores de potencial fuera de los

cuales (por encima de la línea superior o por debajo de la inferior) el agua se oxida o se reduce formando O_2 e H_2 respectivamente. El área encerrada por dichas líneas se conoce como “la ventana de estabilidad del agua”. Las líneas verticales resultan de un equilibrio tipo ácido-base y son dependientes del pH (Carrillo et al., 2014).

4.5.1 Diagramas de Pourbaix para Pb y Cu

Las figuras 23 y 24 muestran los diagramas de Pourbaix para Pb y Cu, respectivamente en los diferentes estados de oxidación en medio acuoso.

$$[Pb^{2+}]_{TOT} = 10.00 \mu M$$

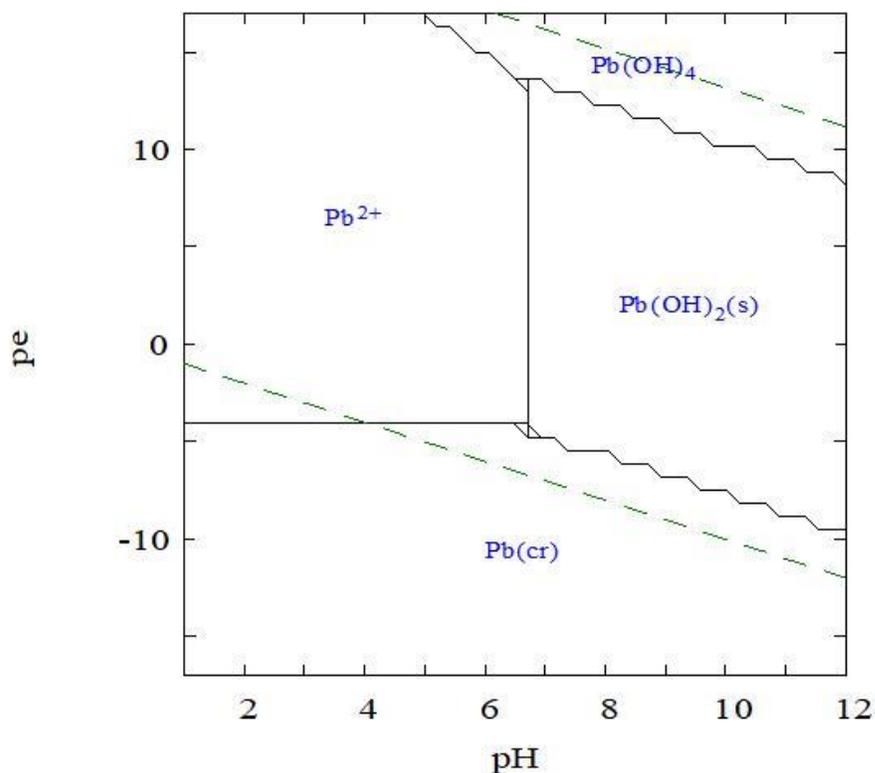


Figura 23: Diagrama de Pourbaix para el sistema Pb-agua a 25°C.

El área del plomo sólido se encuentra en una región de pH entre 0 a 7.5 aproximadamente, dentro de la zona de estabilidad del agua. A valores de pH entre 8.5 y 14 el plomo se precipita como hidróxido de plomo. Los hidróxidos son insolubles en agua, por ello a pH 9 se presentó el porcentaje de remoción más bajo de los tres pH estudiados, esto sugiere que una parte del plomo se precipitó antes de pasar la disolución por el tezontle.

$$[\text{Cu}^{2+}]_{\text{TOT}} = 10.00 \mu\text{M}$$

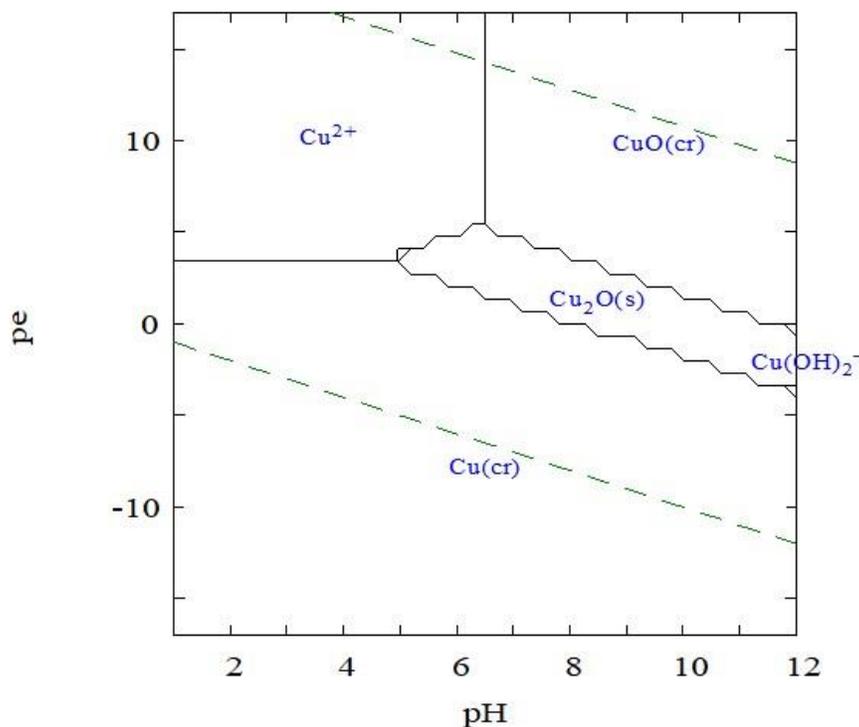


Figura 24. Diagrama de Pourbaix para el sistema Cu-agua a 25°C.

En la figura 24 se observa que el Cu se encuentra estable en un pH de 0 a 6.5 aproximadamente, de pH de 6.5 a 14 el metal se precipita formando hidróxidos de cobre.

De acuerdo con los resultados obtenidos de Cu a pH 4 en tezontle rojo y negro son congruentes con el diagrama de Pourbaix de la figura 24, seguido de pH 7 y pH 9, este último pH con el porcentaje de remoción más bajo.

Es importante mencionar que a valores de $\text{pH} < 7$, predomina las formas oxidadas de Cu y Pb, lo que permite una mayor interacción con el tezontle, conforme incrementa el pH disminuye su disponibilidad, lo que se ve reflejado en los porcentajes de remoción en los tres valores de pH estudiados (González et al., 2019).

Capítulo 5

5.1 Conclusiones

- El análisis DRX mostró una composición similar en ambos tezontles, es decir las proporciones de oxígeno, carbono, silicio y aluminio.
- El de SEM mostró diferencias significativas, en el tezontle negro se observa una superficie rugosa con fisuras salientes, mientras que en el tezontle rojo se observa una superficie porosa y con partículas adheridas a la superficie, las cuáles puede ser compuestos de algún metal de su composición.
- Las cinéticas de adsorción para Pb y Cu tanto para tezontle rojo y negro, se ajustaron mejor al modelo de pseudo primer orden, indicando que el mecanismo de adsorción ocurrió mediante una fisisorción, lo que sugiere que los metales quedaron adheridos en mayor proporción en la superficie del material.
- Los diagramas de Pourbaix indican que los iones Pb^{2+} y Cu^{2+} son más abundantes en valores de pH ácidos, mientras que en pH básicos tienden a precipitarse, lo que disminuye su interacción con los materiales.

Perspectivas

Con base a las conclusiones hechas, se plantean las siguientes perspectivas

- Diseñar un filtro de flujo continuo
- Optimizar la capacidad máxima de adsorción para cada uno de los materiales
- Evaluar la eficiencia de remoción para un mayor número de metales

Referencias

Alcalá, M. C. (2007). *La contaminación de suelos y aguas. Su prevención con nuevas sustancias naturales*. España: Universidad de Sevilla.

Alejo, G. K. (2010). Bioprospección de microalgas para la remoción de metales pesados en aguas residuales y ambientes costeros: una aproximación para la detección de metalotioninas clase III. *Centro de Investigación científica y de educación superior de Ensenada*.

Amador Tirado, L. R. (2015). Niveles de metales pesados en muestras biológicas y su importancia en salud. *Universidad de Cartagena Colombia*.

Andrade, E. G. (2007). Activación y caracterización de materiales nanoestructurados (CNx y CST): remoción de cadmio. *IPICYT. Tesis doctoral*.

Arévalo, A. J., & Corrales, E. J. (2012). *Interferencias en la absorción atómica*.

Arroyo, R. L., & Ruiz, R. D. (2018). Determinación de la cinética de adsorción de los cloruros de vertimientos del sector agrícola cultivos energéticos, sobre carbón activado comercial. 109.

Auge, M. (2009). Arsénico en agua subterránea. Universidad de Buenos Aires. *Facultad de Ciencias exactas y Naturales. Departamento de Ciencias Geológicas*.

Ayala, V. d. (2003). El conocimiento de los metales y su beneficio por los indígenas. *Acta universitaria*, 36-48.

Billmeyer, F. J. (1975). *Ciencia de los polímeros*. España: Reverté.

- Blanco, F. A., Ortega, H. L., Dueñas, M. J., Batista, G. R., Serafín, P. R., & Autié, P. M. (2014). Remoción de plomo (II) en vidrio volcánico y propuesta de adsorbedor por etapas. *SciELO*.
- Bolanos, A. J. (2016). Determinación de arsénico en agua potable del catón del Grecia. *Inter sedes*, 1-11.
- Bourg, A. C. (1995). Especiación de metales pesados en suelos y aguas subterráneas e implicaciones para su movilidad natural y provocada. En *Metales pesados* (págs. 19-31). Springer, Berlín.
- Bustos, R. C., Vlasova, M., & Mykola, K. (2015). Carbonized Tezontle and its Adsorptive Properties. *Ijrsset*.
- Cabrera, C., & Gabaldon, C. y. (2005). Sorption characteristics of heavy metal ions by natural zeolita. *Journal of Chemical. Technology and Biotechnology*, 477-481.
- Cadahía, L. C. (2008). *La savia como índice de fertilización. Cultivos agroenergéticos, hortícolas, frutales y ornamentales*. Madrid: Mundi-Prensa.
- Campos, M. E. (2008). Estudio de la adsorción de cromo hexavalente como biomaterial la ectodermis de opuntia. *Quivera*, 16-31.
- Carbonel, R. D. (2018). Adsorción de cadmio, cobre y plomo en bentonita, Caolín y zeolita naturales y modificadas: una revisión de los parámetros de operación, isothermas y cinética. *Ingeniería*.

Carbonel, R. D. (2018). Adsorción de Cadmio, Cobre y Plomo en Bentonita, Caolín y Zeolita naturales y modificadas: Una revisión de los parámetros de operación, isothermas y cinética. *Scielo*.

Carriazo, J. G., Uribe, P. M., & Hernández, F. O. (2007). Diagramas de predomianncia , de Frost y de Pourbaix: tres contextos para desarrollar competencias. *Scientia Et Technica*, 569-574.

Carrillo, P. F., Soria, A. M., Martínez, L. A., Galindo, R. A., & Picazo, R. N. (2014). Adsorción de Cromo y Arsénico en óxidos de Hierro. *Acta Química Mexicana*.

Casas, I. C., Gómez, E., Rodriguez, L. M., Girón, S. L., & Mateus, J. C. (2015). Hacia un plan nacional para el control de los efectos del mercurio en la salud en Colombia. *Scielo*.

Castañeda, A. R. (2010). *Determinación de metales por absorción atómica a la llama*. La paz, Bolivia.

Caviedes, R. D., Muñoz, C. R., Perdomo, G. A., Rodríguez, A. D., & Sandoval, R. I. (2015). Tratamientos para la remoción de metales pesados comunmente presentes en aguas residuales industriales. *Revista ingeniería y región*.

Cazón, J. P. (2012). *Remoción de metales pesados empleando algasn marinas*.

Cazón, P. J. (2012). *Remoción de metales pesados empleando algas marinas*.

Chacón, J. A., Guzmán, M. J., Díaz, R. H., Páes, G. C., Sneider, G. B., Arias, M. J., & Contreras, S. J. (2015). Propuesta de diseño de un simulador de un microscopio electrónico de barrido para el desarrollo de aprendizaje significativo en nanotecnología.

Chairez, E. J. (2014). *Uso de tezontle como sustrato alternativo para producción de mezquite (prosopis laevigata (H.B. ex willd.) Johnst. M. C.) en vivero* . Durango.

Chávez, a. (2010). Descripción de la nocividad del cromo proveniente de la industria curtiembre y las posibles formas de removerlo. *Ingeniarías. Universidad de Medellín*, 41-49.

Colmenares, M. C., & Mare, E. (2017). Remoción de iones cloruro presentes en efluentes utilizando hidrotalcitas como materiales adsorbentes. *Ingeniería uc*, 204-217.

Conde, M. R. (2005). *Manual cría de la lombriz de tierra: una alternativa ecológica y rentable*. Bogotá, Colombia: San Pablo.

Corral, G. M. (2015). Evaluación de fertilidad de tierras bajo la visión campesina, en la comunidad de raíces, zinc, zinacantepec, México. *Universidad Autónoma del estado de México*.

Covarrubias, C. (2017). Contaminación ambiental por metales pesados en México: problemática y estrategias de fitorremediación. *Especial Biotecnología e ingeniería ambiental*, 7-21.

Cruz, C., Sandoval, M., H., V., Can, C. A., & Sánchez E., J. (2012). Efecto de mezclas de sustratos y concentración de la solución nutritiva en el crecimiento y rendimiento de tomate. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 1361-1373.

- Cuizano, N. A., Reyes, U. F., Dominguez, S., Llanos, B. P., & Nacarrob, A. E. (2010). Relevancia del pH en la adsorción de iones metálicos mediante algas pardas. *Scielo*.
- De los Santos, C. R., Barajas, F. J., Pérez, H. G., Hernández, R. M., & Díaz, F. L. (2019). Adsorción de cobre (II) y cadmio (II) en suspensiones acuosas de CaCo₃ biogénico nanoestructurado. *Elsevier*, 2-13.
- Delgado, M. P. (2021). Análisis comparativo mediante isoterma de adsorción: Freundlich y Langmuir para la remoción de Pb²⁺ en medio acuoso. *Tesis*.
- Dermience, M. (2010). Enfermedad de Kashin-Beck: Evaluación de la ingesta de minerales en niños pequeño tibetanos de áreas endémicas. *Gembloux*.
- Devlin, T. M. (2004). *Bioquímica. Libro de texto con aplicaciones bioquímicas*. Barcelona: Reverté.
- Diagboya, P. N., Olu, O. B., & Adebawale, K. O. (2015). Efectos del tiempo, la materia orgánica del suelo y los óxidos de hierro sobre la retención relativa del plomo, cadmio y cobre en el suelo. *Investigación en ciencias ambientales y contaminación*, 10331-10339.
- Díaz, F. J. (2018). *Ecuaciones y cálculos para el tratamiento de aguas*. Paraninfo, S.A.
- Dr. Margarita Penedo Medina, M. E. (2015). Adsorción de níquel y cobalto sobre carbón activado de cascarón de coco. *SciELO*.
- Duany, T. S., Arias, L. T., Bessy, H. T., & Rodríguez, H. D. (2022). Bioadsorbentes no convencionales empleados en la remoción de metales pesados. *Scielo*.

Dudamel, W. J., & Wolbert, D. (2010). Modelado de la cinética de adsorción de plaguicidas en fase acuosa sobre carbón activado considerando efectos de la temperatura. *interciencia*.

economía, S. d. (2018). Panorama minero del estado de Morelos. *SGR. Servicio geológico mexicano*, 42.

Eduardo Rodríguez Díaz, E. S. (2013). Reúso de tezontle: efectos en sus características físicas y en la producción de tomate (*Lycopersicon esculentum* Mill) production. *Terra latinoamericana*.

Elias, C. V., Avalos, M., & Riquelme, B. (2013). *Estudio comparativo sobre diferentes protocolos de trabajo para caracterizar la morfología eritrocitaria mediante microscopía electrónica de barrido*. Hidalgo M.: UNR.

Elmer, P. (2020). Espectroscopía de absorción atómica. *Manual de equipo analista 100/300*. espectrofotometro, M. d. (s.f.).

Evans, U. R. (1987). *Corrosiones metálicas*. España: Reverté.

Fernandez, F. M. (1999). Determinación simultánea de metales con el ácido metiletildiaminotetracético (AM EDT) por espectrometría UV-VIS y espectrometría derivada. *Universidad da Coruña*, 89-107.

Figuroa, D. M., & Hormaza, A. (2014). Equilibrium, thermodynamic and kinetic models for the adsorption of red 40 onto corn cob. *Ingenierías de la Universidad de Medellín*.

Franco, F., Benitez, G. M., González, t. I., Pérez, R. R., Assiego, C., Cifuentes, M. J., & Pascual, C. J. (2016). Óxidos de aliminio y hierro de bajo costo soportados sobre esmectitas. *Elsevier*, 321-332.

Gallegos, W., Vega, M., & Noriega, P. (2012). Espectroscopía de absorción atómica con llama y su aplicación para la determinación de plomo y control de productos cosméticos. *La granja. Revista de Ciencias de la vida*, 18-25.

García, G. S. (2010). Cultivo de tomate de tezontle con diferentes diámetros de partícula. *Departameto de suelos. Uiversidad Autónoma Chapingo. Texcoco, México*.

García, H., Maziad, E. Z., Acosta, Y., Senior, A., & Fernández, N. (2006). Análisis comparativo de dos técnicas de digestión para la determinación de metales pesados en lodos residuales. *redalyc*, 234-243.

García, R. N., Villanueva, D. P., Campos, M. E., & Velázquez, R. A. (2012). Análisis de la adsorción como método de pulimeinto en el tratmiento de aguas residuales. *Quivera*, 109-129.

Geradi, M. H. (11 de enero del 2011.). *Troubleshooting the sequencing batch reactor*. Wiley.

Giles, S., & Tirado, G. (2015). Microscopía electrónica de barrido y difracción de rayos X como técnicas de caracterización de sistemas TiO₂/NiO en película delgada.

Gómez, G. E. (2014). *Método generalpor microondas de digestión ácida en matrices ambientales*. IPN.

- Gómez, H. D. (2011). Método estandar 311a- Absorción atómica para el análisis de metales pesados en muestras de aguas y aguas residuales. *Convenio Carder-UTP*, 14.
- Gómez, P. F. (2010). *Evaluación de metales pesados en suelo y agua subterránea en un tiradero a cielo abierto en el valle de mexicali*, B. C. Mexicali, Baja California.
- Gonzáles, R. E., González, C. J., Magallanes, c. M., & García, J. (2019). *Electroanálisis simultaneo de Cu, Pb, Cd y Zn en muestras de agua de diferente procedencia Red Gallega de Bioremediación y Energía del agua*.
- Gonzalez, D. R. (2016). *Utiliación de lodos rojos de bauxita en la contención e inactividad de residuos tóxicos y peligros*. USC.
- González, F. Y. (2023). *Validación del método analítico espectrometría de absorción atómica de llama por aire-acetileno para la determinación de cromo totale aguas natutales y residuales*.
- Gonzaléz, R. E., González, C. J., Magallanes, C. M., & García, J. (2018). *Electroanálisis simultáneo de Cu, Pb, Cd y Zn en muestras de agua de diferente procedencia Red Gallega de Bioremediación y Energía del agua*. Tórculo Comunicación Gráfica, SA.
- Grinberg, D. M. (1993). Metalurgia mesoamericana. *Revisa de cultura científica unam*. En línea, 1725.
- Griselda, C. T. (2019). *Propuesta de aprovechamiento de una mina de tezontle en villa Guerrero, para la producción de harina de roca*. . uaem.

Gui, C. Y., He, Y., Min, Y. W., & Yan, J. L. (2015). Características de adsorción competitivas de Na(I) / Cr (III) y Cu(II)/Cr(III) en bentonita GMZ en su solución binaria. *Elsevier*, 335-339.

Haiying, L. (2003). Atomic Absorption and Atomic Fluorescence Spectrometry.

hayeye, F., Yu, Q. S., Chinpa, W., & Sirichote, O. (2017). Adsorción de iones de Pb 2+ de soluciones acuosas en forma de gránulos compuestos de gelatina/carbón activado. *Sage journals*.

Heredia, D. R. (2017). *Intoxicación ocupacional por metales pesados*. Cuba.

Heredia, D. R. (2017). Intoxicación ocupacional por metales. . *Scielo*.

Hermelo, P. H. (2007). *Especiación de metales pesados mediante la formación de quelatos. Distribución de las especies inorgánicas de As y Cr en la ría de Arousa*. USC.

Hernández, H. R. (2012). Metodologías de evaluación, caracterización y programas del riego en sustratos. *CIQA*.

Herrejón, F. M., & Limón, R. B. (2008). Cinética e isothermas de adsorción de Pb (II) en suelo de Monterrey . *Facultad de Ingeniería, UNAM*.

Hidalgo, V. A. (2010). Biosorción de plomo y cadmio mediante el aprovechamiento de residuos de madera (aserrín de pino) y extractos de algas marinas (alginato de calcio) . *Tesis para obtener el grado el grado de bióloga*.

- Huang, B., Li, Z., Huang, J., Guo, L., Nie, X., Wang, Y., . . . Zeng, G. (2014). Característica de adsorción de Cu y Zn en fracciones de diversos tamaños de agregados del suelo de arroz rojo. *Elsevier*, 176-183.
- IDEAM. (2004). Determinación de metales pesados totales con digestión ácida y solubles lectura directa por espectrofotometría de absorción atómica . *Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales*.
- Jarquín, M., & Lacayo, R. M. (2020). Remoción del plomo en solución acuosa usando criogeles basados en polyacrylamide como adsorbente: Estudio de equilibrio en modo batch. *Torreón universitario*.
- Kabata, P. A. (2000). *Elementos traza en suelos y plantas*. USA: CRC Press, Inc. Boca Raton.
- Kang, K., Echarry, J. M., & Llorente, C. L. (2003). Servicio de microscopía electrónica de barrido y microanálisis de limf_Facultad de Ingeniería-UNLP. *Core*.
- Landeros, Q. C. (2014). Estudio de la remoción de Cr (VI) presente en soluciones acuosas empleando un silicato natural y modificado.
- Landeros, R. C. (2014). Estudio de remoción de Cr (VI) presente en soluciones acuosas empleando un silicato natural y modificado.
- Lao i Luque, C., & Casas Sabata, J. M. (2001). Estudio de la contaminación por metales pesados de la cuenca del Llobregat. *Tesis en red*.

Lara, H. A. (1999). Manejo de la solución nutritiva en la producción de tomate en hidropoía.

Terra latinoamérica, 221-229.

LINAN. (2017).

Londoño, P. T. (2016). Los riesgos de los metales pesados en la salud humana y animal.

Biotecnología en el sector agropecuario y agroindustrial.

López, J. C. (1991). *Curso de ingeniería química*. Barcelona, España, México, Buenos Aires y Caracas.: Reverté.

Lu, L., Xiao, P. G., & Zhang, C. L. (2019). Comportamiento de adsorción y mecanismos del impact de los iones de metales pesados en composta de residuos minicipales con diferentes gradi de madurez. *Tecnología ambiental*.

Luqu, C. L., Iglesias, M., & Rodriguez, P. R. (2006). *Los residuos minero-metalúrgicos en el medio ambiente* . España: Instituto Geológico y Minero de España.

Martín, M. J. (2003). Adsorción física de gases y vapores por carbones. *Universidad de Alicante*.

Martínez, J. d. (2016). *Efecto del Mn en el hábito cristalino de los (oxi)hidróxidos de hierro anclados en carbón activado: adsorción de As (V)*. San Luis Potosí: Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A.C.

Martinez, M. P. (2008). *Evaluación de los efectos genotóxicos de metales presentes en el agua de bebida de la población de Huautla, Morelos*. .

Mendoza, B., Marcó, P. L., Almas, L., & Rodríguez, V. (2014). Evaluación de dos métodos de digestión ácida en el análisis de tejido foliar de caña. *Ciencia y tecnología*.

Mendoza, E. B., Torres, R. D., Merú, M. L., GómezEstanga, B. M., & García, O. Y. (2021). Concentración de metales pesados en suelos agrícolas bajo diferentes sistemas de labranza. *Tecnologías*.

Mercado, M. M., & Muñoz, C. C. (2016). Comparación de métodos de digestión en la determinación de cobre en muestras de chocolate. *Universidad Técnica Federico Santa María*.

Mori, M., Maldonado, H., Guzman, E., & Eyras, C. (2013). Estudio cinético e isotérmico de la biosorción de zinc (II) y cadmio (II) para un sistema monometálico-bimetálico por *Undaria pinnatifida*. *Química e Ingeniería Química*.

Munoz, D. V., & Grados, J. M. (2021). *Cuantificación de arsénico total de arroz integral comercializado en supermercados y mercados de Lima Metropolitana*. Perú.

Murillo Herrera, A. I. (2015). *Detección de daño genotóxico en Prosopis laevigata de los jales de la sierra de Huautla, Morelos, México provocado por metales pesados*.

Navarro, A. A., Fernández, U. A., & Doblado, D. J. (1993). *Las aguas subterráneas en España*. España.

NMX-AA-051-SCFI-2016. (2016). *Análisis de agua. -Medición de metales por absorción atómica en aguas naturales, potables, residuales y residuales tratadas-*.

NMX-AA-072-SCFI-2001. (2001).

NOM-127-SSA1-2017. (2017).

Nuffield. (1971). *Física Avanzada*. Barcelona: Reverté.

Obregon, V. D. (2012). Estudio comparativo de la capacidad de adsorción de Cadmio utilizando carbones activados preparados a partir de semillas de aguaje y de aceituna. *Tesis*.

Ochoa, A. C. (2007). *Modificación con hierro de carbón activado para remover As en agua*. Chihuahua.

Olivia, C. V. (2000). Biosorción de metales pesados mediante el uso de biomasa microbiana. *Revista Latinoamericana de Microbiología*.

ONU. (2023). *Objetivo 6: Garantizar la disponibilidad de agua y su gestión sostenible y el saneamiento para todos*.

Ortega, H. L. (2022). Síntesis y caracterización de nanopartículas de Fe y Fe-Cu soportadas en tezontle para su aplicación en la remoción de malation. *Tesis doctoral*.

Ortiz, J. A. (22 de Septiembre de 2019). *Periódico La unión*.

Ortiz, P., Uribe, R., Otazo, S., Prieto, G., Hernández, á., & Acevedo, S. (2007). New Organic-inorganic Materials for Water Contaminants Remediation. *Materials Research Society*, 1007,8.

Pabón, B., Sarria, & Gallo. (2023). Contaminación del agua por metales pesados, métodos de análisis y tecnologías de remoción. *Entre Ciencia y tecnología*, 9-18.

Pabón, S., Benítez, R., Sarria, R., & Gallo, J. (2020). Contaminación del agua por metales pesados, métodos de análisis y tecnologías de remoción. *Scielo*.

Parada, J. S., & Forero, D. (2017). Determinación de la concentración de RhB y ZnTPP en una solución a partir de su espectro de adsorción. *Universidad de los Andes*.

Patricia Vargas Tapia, J. z. (2008). Efecto del tamaño de la partícula sobre algunas propiedades físicas del tezontle de Guaunajuato, México. . *Agricultura técnica en México*. .

peña Salamanca, E. J. (19 de septiembre del 2012). *Evaluación de la contaminación en ecosistemas acuaticos*. Univalle.

Pizzali, M. M., Robles, P., Mendoza, M., & Torres, C. (2018). Ingesta de arsénico: el impacto en la alimentación y la salud. *Scielo*.

Pola, A., Crostab, G., Fusi, N., & Barberinib, V. (2012). Influencia de la ateración en las propiedades físicas de las rocas volcánicas. *Elvesier*.

Pomma, P. A. (2008). Intoxicación por plomo en humanos. *Scielo*.

Ponce, L. B., Hernández, A. S., & Otazo, S. E. (2013). Adsorción de cadmio en columnas de lecho fijo usando materiales ceramicos. *Revista electronica de divulgación de la investigación*.

Porta, J., López, A. M., & Poch, R. (2019). *Edafología. Uso y protección de suelos*. España: MP.

Quispe, M. E. (2011). Evaluación de métodos de digestión ácida en sistemas abierto y cerrado de un material vegetal para la cuantificación de metales (Na, K, Ca, Cd, Zn, Cu, Mn) por absorción atómica a la llama.

Raimann, X., Rodriguez, L., Chavez, P., & Torrejón, C. (2014). Mercurio en pescados y su importancia en la salud. *Scielo*.

Ramirez, A. (2008). Intoxicación ocupacional por mercurio. *Scielo*.

Ramirez, A. V. (2013). Exposición ocupacional y ambiental al arsénico. Actualización bibliográfica para investigación científica. . *Scielo*.

Revilla, D. C. (2009). Cntaminación por metales pesados. *scielo*.

Reyes, Y. C., Vergara, I., Torres, O. E., Díaz, M., & Gonzalez, E. E. (2016). Contaminación por metales pesados: Implicaciones en salud, ambiente y seguridad alimentaria. *Revista Ingeniería, Investigación y Desarrollo*.

Rivas, C., Núñez, O., Longoria, F., & Gonzalez, L. (2014). Isoterma de Lngmuir y Freunlich como modelos para la adsorción de componetes de ácido nucleico WO₃. *SciELO*.

Robio, D. I., Adolfo, M. R., Perdomo, G. A., Rodriguez Acosta, D., & Sandoval Rojas, I. J. (2015). Tratamientos para la remoción de metales pesados Comúnmente presentes en aguas residuales industriales.

Rodríguez, Andrea, Carolina; Campos, Rosario, Ana María; Pérez, Flores, Alejandro. (2019).

Obtención y caracterización de materiales adsorbentes a partir de cascarilla de arroz.

Mutis, 29-39.

Rodríguez, V. M. (2022). Cinética y mecanismos de adsorción de plomo (II) usando zeolita gis-

nap obtenida a partir de residuos de ladrillo. *Revista Politecnica*, 63-70.

Romero, C. L. (2013). Preparación y uso d cáscaras de naranja como biosorbente para la

remoción de compuestos orgánicos. *Tesis*.

Rosales, L. C. (2014). Estudio de la remoción de Cr(VI) presente en soluciones acuosas

empleando un silicato natural y modificado. *Tesis*.

Rubio, C., A.J., G., Martín Izquierdo, R., Revert, C., Lozano, G., & Hardisson, A. (2004). El

plomo como contaminante alimentario. *Revista de toxicología*, 72-80.

Sabido, C. C., Rosado, R. G., Castellanos, R. A., Betanour, A. D., Chel, G., & Acereto Escoffie,

P. (2010). Adapatación de un micrométodo espectrofotometro para determinación de fósforo en hueso. *Scielo*.

Salcedo, R. V. (2021). Estudio de las propiedades físicas de zeolita atural (alumiosilicato) de tipo

clioptilolita para reemplazo parcial del cemeto portlad. *Tesis*.

Sánchez, F. J. (2002). *Historia, caracterización y restauración de morteros*. Unversidad de

Sevilla.

Sandoval, I. F., López, C. J., & Gracia, F. J. (2015). Ecuación de Langmuir para líquidos simples y tensoactivos. *Scielo*.

Santana, F. A., Sánchez, A. A., Romero, R. Y., Toledo, H. E., Ortega, A. S., & Toribio, J. J. (2020). Aislamiento e identificación de bacterias tolerantes y bioacumulación de metales pesados, obtenidas de los jales mineros El Fraile, México. *Scielo*.

Soto, G. G. (2019). Determinación de la calidad del agua del Humedal Málaga, en Durango, México.

Stassi, J. (2014). Desarrollo de catalizadores de metales nobles soportados para hidrogenaciones selectivas en Química fina. *Tesis de Doctorado*.

Suárez, C. A. (2017). *Biosorción de cobre en solución acuosa mediante bacterias inmovilizadas en una matriz de roca volcánica (tezontle)*. Tuxtla Gutiérrez, Chiapas.

Suárez, F. A. (2014). Adsorbentes de bajo costo orientados a la separación y captura de CO₂. 19.

Tejada, T. C., Villabona, O. Á., & Garcés, J. L. (2014). Adsorción de metales pesados en aguas residuales usando materiales de origen biológico. *Scielo*.

Tejada, Ruiz, & Paternina. (2015). Cinética de adsorción de Cr (VI) usando biomásas residuales modificadas químicamente en sistemas por lotes y continuo. *ION*, 29-41.

Timoteo, D. M., & Jarrell, W. M. (2000). Absorción de fósforo durante la oxidación del hierro (II) en presencia de sílice disuelta. *Elsevier*.

- Tores, R. J., Ariza, T. L., & Blanco, D. (2016). Cinética de adsorción de 2-Nitrofenol desde disolución acuosa sobre carbón activado. *Revista de ciencias*.
- Trejo, T. L., Ramírez, M. M., Gómez, M. F., García, A. J., Baca, C. A., & Tejeda, S. O. (2013). Evaluación física y química de tezontle y su uso en la producción de tulipan. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 863-876.
- Ullah, A., Ma, Y., Li, J., Naza, T., & Hussain, B. (2020). Enmiendas efectivas al suelo de arroz contaminado con cadmio, arsénico, cromo y plomo para la seguridad del arroz. *Agronomy*, 359.
- Vaca, M. M., Magdaleno, C. L., Sosa, C. M., Monroy, M. M., & Jiménez, C. B. (1996). Tratamiento terciario de aguas residuales por filtración e intercambio iónico. *Congreso ANIAC*.
- Valcárcel, C., & Gómez, H. (1988). *Técnicas analíticas de separación*. Reverté.
- Valladares, C. M., Valerio, C. C., De la Cruz, B. P., & Melgoza, A. R. (2016). Adsorbentes no convencionales, alternativas sustentables para el tratamiento de aguas residuales. *Ingeierías Uiversidad de Medellín*, 55-73.
- Vazquez, V. A., & Damborenea, G. J. (2000). *Ciencia e Ingeniería de la superficie de los materiales metálicos*. Madrid.
- Vega, S. I. (2020). *Sistemas de control "on line" de reactores químicos batch*. Universidad Politécnica de Catalunya Barcelona Tech.



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MORELOS



Vijver, M., & Parsons, J. (2019). *Toxicología ambiental*. Amsterdam.

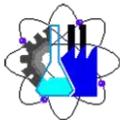
Vizcaino, M. L., & Fuentes, M. N. (2014). Biosorción de Cd, Pb y Zn por biomasa pretratada de algas rojas, cáscara de naranja y tuna. *Ciencia e ingeniería Neogranadina*.

Yarto, M., Gavilán, A., & Castro, J. (2004). La contaminación por mercurio en México. *Gaceta ecológica*, 21-34.

Zamudio, F., Valencia, Aguayo, S., & Figueroa, D. (2009). Adsorción de Arsénico con Zeolitas naturales pretratadas con Oxido de Magnesio. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*.



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL
ESTADO DE MORELOS



Facultad de Ciencias
Químicas e Ingeniería

FACULTAD DE CIENCIAS QUÍMICAS e INGENIERÍA

PROGRAMAS EDUCATIVOS DE CALIDAD RECONOCIDOS POR CIEES, CACEI Y CONAHCYT

SGI Certificada en la norma ISO 9001:2015 e ISO 21001:2018

FORMATO T-2

NOMBRAMIENTO DE COMISIÓN REVISORA

Y DICTAMEN DE REVISIÓN

Cuernavaca, Mor., a 17 de mayo de 2024.

DR. HUGO ALBEIRO SALDARRIAGA NOREÑA

DRA. JOSEFINA VERGARA SÁNCHEZ

DRA. LOYDA ALBAÑIL SÁNCHEZ

DRA. MARIANA ROMERO AGUILAR

DR. MARIO ALFONSO MURILLO TOVAR

P R E S E N T E

Por este conducto, me permito informarle que ha sido asignado como integrante de la comisión revisora de la tesis que presenta JUDITH PEÑA ANGEL, titulada: Remoción de metales pesados en agua mediante el uso de una columna de lecho fijo empacada con tezontle, realizada bajo la dirección del Dr. Hugo Albeiro Saldarriaga Noreña, del Programa Educativo de la Maestría en Ingeniería Ambiental y Tecnologías Sustentables. Agradezco su valiosa participación en esta Comisión y quedo a sus órdenes para cualquier aclaración o duda al respecto.

ATENTAMENTE

Por una humanidad culta

MTRA. ANGÉLICA GALINDO FLORES

DIRECTORA INTERINA

D I C T A M E N

MTRA. ANGÉLICA GALINDO FLORES

DIRECTORA INTERINA DE LA FACULTAD

DE CIENCIAS QUÍMICAS E INGENIERÍA

P R E S E N T E

En respuesta a su amable solicitud para formar parte de la Comisión Revisora de la tesis mencionada y una vez realizada la revisión correspondiente, me permito informarle que mi VOTO es:

DICTAMEN

NOMBRE	VOTO	FIRMA
DR. HUGO ALBEIRO SALDARRIAGA NOREÑA	APROBADO	
DRA. JOSEFINA VERGARA SÁNCHEZ	APROBADO	
DRA. LOYDA ALBAÑIL SÁNCHEZ	APROBADO	
DRA. MARIANA ROMERO AGUILAR	APROBADO	
DR. MARIO ALFONSO MURILLO TOVAR	APROBADO	

Se anexan firmas electrónicas





UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL
ESTADO DE MORELOS

Se expide el presente documento firmado electrónicamente de conformidad con el ACUERDO GENERAL PARA LA CONTINUIDAD DEL FUNCIONAMIENTO DE LA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MORELOS DURANTE LA EMERGENCIA SANITARIA PROVOCADA POR EL VIRUS SARS-COV2 (COVID-19) emitido el 27 de abril del 2020.

El presente documento cuenta con la firma electrónica UAEM del funcionario universitario competente, amparada por un certificado vigente a la fecha de su elaboración y es válido de conformidad con los LINEAMIENTOS EN MATERIA DE FIRMA ELECTRÓNICA PARA LA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE ESTADO DE MORELOS emitidos el 13 de noviembre del 2019 mediante circular No. 32.

Sello electrónico

ANGELICA GALINDO FLORES | Fecha:2024-05-17 17:38:18 | FIRMANTE

JfyOSv9gLqyVo9pZyWZtebAWpVxmLcJzOmX5z7w25OVpd5xrr7T8nceUCNXtvNMpoJkJ3jHpfjamyX0locLRWrvmkjyibpDtM4ybLx77Y5HS/XqhfYM8X7mnZd72/4nKyffq+zPBlInPlz+AmVMAlNPWAZMUTrMB3ymLTD5PT/9fBQ/qloTeSPHGAWqUKI4IDYpXmpo5AZG/xIS5WDdWe9PvBUmLoSKHvHm/zE+RPzCQSfcpawGmrHVEHpvcOblnvUT9gKwd7r0AcVetNoeZYAgJyKjPQZ3GTegzBjwCEgtp4PmWcfBvbsukbn4LdlO/Dcz09ONZz822M6WoCLr4g==

Puede verificar la autenticidad del documento en la siguiente dirección electrónica o escaneando el código QR ingresando la siguiente clave:



[9qjbwlrlc](#)

<https://efirma.uaem.mx/noRepudio/F9QJxAqsYMaIH1gwHxSuGV05eo2c0Wic>



UAEM
RECTORÍA
2023-2029



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL
ESTADO DE MORELOS

Se expide el presente documento firmado electrónicamente de conformidad con el ACUERDO GENERAL PARA LA CONTINUIDAD DEL FUNCIONAMIENTO DE LA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MORELOS DURANTE LA EMERGENCIA SANITARIA PROVOCADA POR EL VIRUS SARS-COV2 (COVID-19) emitido el 27 de abril del 2020.

El presente documento cuenta con la firma electrónica UAEM del funcionario universitario competente, amparada por un certificado vigente a la fecha de su elaboración y es válido de conformidad con los LINEAMIENTOS EN MATERIA DE FIRMA ELECTRÓNICA PARA LA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE ESTADO DE MORELOS emitidos el 13 de noviembre del 2019 mediante circular No. 32.

Sello electrónico

HUGO ALBEIRO SALDARRIAGA NOREÑA | Fecha:2024-05-23 06:37:47 | FIRMANTE

XnCbkwpqezum0ZJIHFbmxjes5KygwlyBobO2PTC8q7gCGsfQB3CEAWCNoWcA7t+SzcAsa1EtYI0LXS99QKBvU1TU74vI97sMVDLraZyJdTNQwNyTV97s39bqnz94eGIq5OI+Zt1Whzf0M6MDGfXAsByj9QLcSjvt93Ut5rLKEfp1KJjAj0uRhPqnT3XMMIqL6Cxd6xjpirkDZUWDF69hy5dJiXutt5LH+tlq1U2+xxCjL0dhZg4NQ9i2DatOK09ynU5TV1rcp/H0W/Eh7KCBbe7+XOgq1Wqh7LT5CwdBASUffgjeUje5zIFfBZQGgaXtsGIARFJAjyFaj5sXQg==

MARIANA ROMERO AGUILAR | Fecha:2024-05-23 10:43:45 | FIRMANTE

Y+dY+2w19gmnqJK+AufX78fggOXCm1Vkuabl4fn1bmzSMGDpvVNNdpzAtWq91lu/9qH1Jf6pmAgN3yNMd/s4VE2lu01Qyv1YgG9S2+jaE+prp1RiTCEz9+AYu4sCN6I7pF1rkPUBRFJV54ENd+xnXBESATpcy5L4AVStZU92gxr2E88xevFCBNSKmyM8nxw0oFy47BdO/uZCIG/Jz+laFOSiTuKkSjtnJ9CBuuY5yHvCKP+70XFfjp4R5fdA08BTDUYFH6VHUWxvC3964bfHByJnFozYtWGbD4RoPlyCBk5vvQseOdEwfMO8KjNbJptfkwkMknhLzjYqvPdJULZjw==

MARIO ALFONSO MURILLO TOVAR | Fecha:2024-05-23 18:20:39 | FIRMANTE

cx4rJNdDey6gbaQLU9vAR/rx+KYR2JKoOarV8Cb7dS2nRpjillWOKI9dEV8h5mcn1Mlg2pk/JOjs6E0Qzp2oze3f/Xq38qVe0A9IIXzbmH4K90u4d2+DiHRUqiPZfRbx8F9OWdNWNC HzbMAJbJyPKF0mtOYjAgQtadBeKPbYH9Q2tQP9B224z679hw3Lnxieg82GwJO23pPeCbuMaGne7vhcgzoh6/pnT4s1U13/jepWLR776yS5S2XFVeXWJR8f8n2rUPtzyMvyvTx2jHnZJEXpMdfxKQC6IXNSP1p3BKkERA4LhyZlmtOm/MJF109GHhCtFusOqrZ6A8IQYw==

LOYDA ALBAÑIL SANCHEZ | Fecha:2024-05-24 17:28:13 | FIRMANTE

WQmOGgKuMtsq+lv93Hjll0UPkU2KLUq7DlGfH99Wxq+CQpIKV+q6YnjZArgRFZmmhUHBEcg1G/HbHNL9wElvbH4njTvhly+ZEIWzjUVHXV+qWIE6gFJsRtztrecTajpXVqddq2zcy luBGF08nl+MS7qf1T56hzRfQEHLDBp7RC2d0G0wbaHofeRNUimR6UvvVPU8sJQ0DiwNSRbGQIMJIOjn25OEUQPPSOzw+XciEKq6z3SOqk7KE5WcC85qZn7dbxZwdzN2ez GuGHHc16o2cpzRmfWwmi41z3qDmxtspn8zzW7hydVEmUAWX641jESF/50GUCIY7xOBeipHrlxQ==

JOSEFINA VERGARA SANCHEZ | Fecha:2024-05-27 07:23:53 | FIRMANTE

dl49LLEQrtw5QOWq5rzySI0pHpdOH0gMZkMBZgH+aHulUXHVTbMEpofEFURDQKWsb2Prywdu3qp0sDqno1zFIGcJNi6RWJnJFT4+/CDqH54tnMi7o8BHAXpv8QYdlUshB/hofw MVhqvUtmq4PDKWJvwxUKwPBmVpOeqP8HXGqYcC/699y1+q3cW1vJSpOmx1OhwDUXEh0MfsMBeMCK3e2OOpVVTMzIWRyGJWJURqwbSFmRciDOvppKhC+gPMFUWAnjTKzA/J4F1Hsq/bTdgzskDYRc079AtbLzfGdzlYSGSpUzozNU310cqGIL0u8+Vpwn3mLC7YF1Q5PIM7Lwyg==

Puede verificar la autenticidad del documento en la siguiente dirección electrónica o escaneando el código QR ingresando la siguiente clave:



tZ7rFVPfn

<https://efirma.uaem.mx/noRepudio/F0aTfSBqT9y2wqDzBuAdZUnv3sloIpb0>



UAEM
RECTORÍA
2023-2029