

ESCUELA SUPERIOR POLITÉCNICA DE CHIMBORAZO FACULTAD DE CIENCIAS CARRERA INGENIERÍA QUÍMICA

DETERMINACIÓN DE LA CAPACIDAD ADSORBENTE DEL BIOCARBÓN OBTENIDO DE RESIDUOS VEGETALES COMBINADOS CON NANOPARTÍCULAS DE TITANIO PARA LA REMOCIÓN DE MERCURIO DE SOLUCIONES ACUOSAS

Trabajo de Integración Curricular

Tipo: Proyecto de Investigación

Presentado para optar al grado académico de:

INGENIERA QUÍMICA

AUTORA:

PAULINA ELIZABETH LOPEZ LOPEZ

Riobamba – Ecuador 2024



ESCUELA SUPERIOR POLITÉCNICA DE CHIMBORAZO FACULTAD DE CIENCIAS CARRERA INGENIERÍA QUÍMICA

DETERMINACIÓN DE LA CAPACIDAD ADSORBENTE DEL BIOCARBÓN OBTENIDO DE RESIDUOS VEGETALES COMBINADOS CON NANOPARTÍCULAS DE TITANIO PARA LA REMOCIÓN DE MERCURIO DE SOLUCIONES ACUOSAS

Trabajo de Integración Curricular

Tipo: Proyecto de Investigación

Presentado para optar al grado académico de:

INGENIERA QUÍMICA

AUTORA: PAULINA ELIZABETH LOPEZ LOPEZ **DIRECTORA:** ING. MAYRA ZAMBRANO VINUEZA

Riobamba – Ecuador

© 2024, Paulina Elizabeth Lopez Lopez

Se autoriza la reproducción total o parcial, con fines académicos, por cualquier medio o procedimiento, incluyendo la cita bibliográfica del documento, siempre y cuando se reconozca el Derecho de Autor.

Yo, Paulina Elizabeth Lopez Lopez, declaro que el presente Trabajo de Integración Curricular es de mi autoría y los resultados del mismo son auténticos. Los textos en el documento que provienen de otras fuentes están debidamente citados y referenciados.

Como autora asumo la responsabilidad legal y académica de los contenidos de este Trabajo de Titulación; el patrimonio intelectual pertenece a la Escuela Superior Politécnica de Chimborazo.

Riobamba, 11 de abril del 2024

Paulina Elizabeth Lopez Lopez

CI:060508126-4

ESCUELA SUPERIOR POLITÉCNICA DE CHIMBORAZO FACULTAD DE CIENCIAS CARRERA INGENIERÍA QUÍMICA

El Tribunal del Trabajo de Integración Curricular certifica que: El Trabajo de Integración Curricular; Tipo: Proyecto de Investigación, **DETERMINACIÓN DE LA CAPACIDAD ADSORBENTE DEL BIOCARBÓN OBTENIDO DE RESIDUOS VEGETALES COMBINADOS CON NANOPARTÍCULAS DE TITANIO PARA LA REMOCIÓN DE MERCURIO DE SOLUCIONES ACUOSAS**, realizado por la señorita: **PAULINA ELIZABETH LOPEZ LOPEZ**, ha sido minuciosamente revisado por los Miembros del Tribunal del Trabajo de Integración Curricular, el mismo que cumple con los requisitos científicos, técnicos, legales, en tal virtud el Tribunal Autoriza su presentación.

	FIRMA	FECHA
Dr. Jorge Efrén Silva Yumi, phD PRESIDENTE DEL TRIBUNAL	Jak Mil	2024-04-11
Ing. Mayra Paola Zambrano Vinueza DIRECTORA DEL TRABAJO DE INTEGRACIÓN CURRICULAR	Magra Janasa	2024-04-11
Ing. Camilo Pavel Haro Barroso ASESOR DEL TRABAJO DE INTEGRACIÓN CURRICULAR	County	2024-04-11

DEDICATORIA

A Dios por la fortaleza y valentía que me ha otorgado a lo largo de mi trayectoria profesional; por ser la luz que guía mi camino y por recordarme constantemente que no debo temer, porque él siempre estará a mi lado. A mis padres por apoyarme incondicionalmente para culminar con mis estudios, a ellos que con sus consejos y amor me han formado para ser cada día una mejor persona.

Paulina

AGRADECIMIENTOS

Expreso mi profunda gratitud a la Escuela Superior Politécnica de Chimborazo, especialmente a la Facultad de Ciencias y la Carrera de Ingeniería Química, por proporcionarme una educación de calidad que ha sido fundamental en mi formación. De igual forma, a mi directora Ing. Mayra Zambrano y asesor Ing. Camilo Haro, por compartir generosamente sus conocimientos y brindarme orientación valiosa durante el desarrollo del Trabajo de Integración Curricular. Asimismo, a mis padres Anibal Lopez y Alicia Lopez por su inmenso amor y por enseñarme que con esfuerzo, constancia y sacrificio podemos alcanzar las metas que nos proponemos. Además, a mis hermanos Anabel, Yesenia, Carlos, Paola y Alison por su apoyo constante y por estar siempre presentes en mi camino.

Paulina

ÍNDICE DE CONTENIDO

ÍNDICE	DE TABLAS	xi
ÍNDICE	DE ILUSTRACIONES	xii
ÍNDICE	DE ANEXOS	xiii
RESUM	EN	xiv
ABSTRA	ACT	xv
INTROL	DUCCIÓN	1
~		
CAPÍTU	JLO I	
1.	PROBLEMA DE INVESTIGACIÓN	2
1.1.	Planteamiento del problema	2
1.2.	Limitaciones	3
1.3.	Delimitaciones	3
1.4.	Objetivos	4
1.4.1.	Objetivo general	4
1.4.2.	Objetivos específicos	4
1.5.	Justificación	4
1.6.	Hipótesis	5
1.6.1.	Hipótesis general	5
1.6.2.	Hipótesis específicas	6
CAPÍTU	JLO II	
2.	MARCO CONCEPTUAL Y TEÓRICO	7
2.1.	Marco conceptual	7
2.1.1.	Antecedentes de investigación	7
2.2.	Referencias teóricas	9
2.2.1.	Mercurio	9
2.2.1.1.	Fuentes de liberación de mercurio	10
2.2.1.2.	Toxicidad	11
2.2.2.	Adsorción	12
2.2.3.	Tipos de adsorción	12
2231	Adsorción física	12

2.2.3.2.	Adsorción química	13
2.2.3.3.	Adsorción electrostática (intercambio iónico)	13
2.2.4.	Variables que afectan la adsorción	13
2.2.5.	Cinética de adsorción	14
2.2.5.1.	Ecuación de pseudo primer orden	14
2.2.5.2.	Ecuación de segundo orden	14
2.2.5.3.	Ecuación de pseudo segundo orden	15
2.2.6.	Residuos orgánicos	15
2.2.6.1.	Tocte	15
2.2.6.2.	Aguacate	16
2.2.7.	Biocarbón	16
2.2.8.	Nanopartículas	17
2.2.8.1.	Métodos para la síntesis de nanopartículas	18
2.2.8.2.	Método Sol-Gel	19
2.2.9.	Pruebas para la caracterización de adsorbentes	20
2.2.9.1.	Espectroscopia de infrarrojo	20
2.2.9.2.	Microscopía electrónica de barrido	20
CAPÍTU	LO III	
3.	MARCO METODOLÓGICO	21
3.1.	Enfoque de investigación	21
3.2.	Alcance	21
3.3.	Diseño de investigación	21
3.3.1.	Determinación experimental del pH óptimo de remoción	21
3.3.2.	Determinación experimental a diferentes concentraciones y tiempo	23
<i>3.3.3</i> .	Según la manipulación o no de la variable independiente	25
3.3.3.1.	Variable independiente	25
3.3.3.2.	Variable dependiente	25
3.3.4.	Según las intervenciones en el trabajo experimental	25
3.4.	Tipo de estudio	26
3.5.	Población y planificación, selección y cálculo del tamaño de la muest	r a 26
3.5.1.	Población de estudio y planificación	26
3.5.2.	Selección de la muestra	26
3.5.3.	Tamaño de la muestra	26
3.6.	Métodos, técnicas e instrumentos de investigación	27

3.6.1.	Obtencion de nanoparticulas de titanio	27
3.6.2.	Obtención de adsorbentes	27
3.6.2.1.	Acondicionamiento de la materia prima	27
3.6.2.2.	Combinación de biocarbón con nanopartículas de Titanio	28
3.6.3.	Caracterización de los adsorbentes	29
3.6.4.	Análisis en Microscopio electrónico de barrido (SEM)	30
3.6.5.	Porosidad	30
3.6.6.	Análisis de espectroscopía infrarroja	32
3.6.7.	Determinación de pH óptimo de remoción	32
3.6.8.	Obtención de datos de remoción para el análisis estadístico	33
3.6.9.	Determinación de cinética de adsorción	33
CAPÍTU	LO IV	
4.	MARCO DE ANÁLISIS E INTERPRETACIÓN DE RESULTADOS	34
4.1.	Fase I	34
4.1.1.	Obtención de nanopartículas	34
4.1.2.	Obtención de adsorbentes	35
4.1.3.	Caracterización de adsorbentes	37
4.1.3.1.	Resultados e interpretación de SEM de nanopartículas de titanio	37
4.1.3.2.	Cálculos de porosidad de adsorbentes	39
4.1.3.3.	Resultados e interpretación de porosidad de adsorbentes	40
4.1.3.4.	Resultados e interpretación de FT-IR de adsorbentes	41
4.2.	Fase II	43
4.2.1.	Determinación del pH óptimo de remoción	43
4.3.	Fase III	44
4.3.1.	Resultados de remoción a diferentes tiempos y concentración	44
4.3.2.	Análisis estadístico	48
4.3.2.1.	Prueba T de dos muestras	49
4.3.2.2.	Análisis DBCA	52
4.4.	Fase IV	53
4.4.1.	Cinética de adsorción	53
4.5.	Discusión de resultados	55
4.6.	Comprobación de hipótesis	57
4.6.1.	Hipótesis general	57
4.6.2.	Hipótesis específicas	58

4.6.2.1.	Hipótesis 1	58
4.6.2.2.	Hipótesis 2	58
CAPÍTU	LO V	
CONCLU	USIONES	60
RECOM	ENDACIONES	61
BIBLIO	GRAFÍA	
ANEXOS	S	

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 2-1: Referencias bibliográficas antecedentes a la investigación	8
Tabla 3-1: Diseño experimental para el pH óptimo de adsorción	22
Tabla 3-2: Diseño experimental a diferentes concentraciones y tiempos	24
Tabla 3-3: Metodología para la obtención de nanopartículas de titanio	27
Tabla 3-4: Metodología para el acondicionamiento de la materia prima	28
Tabla 3-5: Metodología para la combinación de biocarbòn con nanopartículas de Titanio	29
Tabla 3-6: Metodología para análisis SEM de adsorbentes	30
Tabla 3-7: Metodología para determinar la porosidad de adsorbentes	30
Tabla 3-8: Metodología para espectroscopía infrarroja de adsorbentes	32
Tabla 3-9: Metodología para determinar el pH óptimo de remoción	32
Tabla 3-10: Metodología para la obtención de datos para el análisis estadístico	33
Tabla 4-1: Porosidad de adsorbentes	40
Tabla 4-2: Resultados de pH óptimo de remoción	43
Tabla 4-3: Resultados de adsorción de Hg con CA	45
Tabla 4-4: Resultados de adsorción de Hg con CATi	46
Tabla 4-5: Resultados de adsorción de Hg con CT	47
Tabla 4-6: Resultados de adsorción de mercurio con CTTi	48
Tabla 4-7: Estadísticos descriptivos de CA-CATi	49
Tabla 4-8: Resultados de prueba para CA-CATi	49
Tabla 4-9: Estadísticos descriptivos de CT-CTTi	50
Tabla 4-10: Resultados de prueba para CT-CTTi	50
Tabla 4-11: Estadísticos descriptivos de CATi-CTTi	51
Tabla 4-12: Resultados de prueba para CATi-CTTi	51
Tabla 4-13: Análisis de Varianza (ANOVA) para CATi	52
Tabla 4-14: Mejor tratamiento para CATi con método LSD de Fisher	52
Tabla 4-15: Análisis de Varianza (ANOVA) para CTTi	53
Tabla 4-16: Mejor tratamiento para CTTi con método LSD de Fisher	53
Tabla 4-17: Parámetros de cinética de segundo orden y t óptimo para remoción	54

ÍNDICE DE ILUSTRACIONES

Ilustración 2-1: Ciclo biogeoquímico del mercurio	10
Ilustración 2-2: Fuentes principales de liberaciones de Hg	11
Ilustración 2-3: Proceso de adsorción (Transferencia de masa)	12
Ilustración 2-4: Clasificación de nanomateriales: a) 0-D, nanopartículas de oro; b) 1-D, fibras3
poliméricas c) 2-D, películas poliméricas³ y d) 3-D, superred obtenida por autoe	nsamblaje de
nanopartículas de oro.	18
Ilustración 2-5: Métodos de Síntesis de nanopartículas	19
Ilustración 3-1: Diseño experimental para pH	22
Ilustración 3-2: Diseño experimental a diferentes concentraciones y tiempo	23
Ilustración 4-1: Diagrama de flujo de síntesis de nanopartículas de titanio	34
Ilustración 4-2: Obtención de adsorbentes CATi / CTTi-Etapa 1	35
Ilustración 4-3: Obtención de adsorbentes CATi / CTTi -Etapa 2 y 3	36
Ilustración 4-4: A) Nanopartículas de titanio con resolución a 10 um , B) Nano	partículas de
titanio con resolución a 2 um con dimensionamiento en image J, C) Histograma de n	anopartículas
obtenido en Origin	38
Ilustración 4-5: FT-IR de CATi y CTTi	42
Ilustración 4-6: Influencia de pH en remoción	44
Ilustración 4-7: Comparación de % Remoción entre CA y CATi	49
Ilustración 4-8: Comparación de % de Remoción entre CT y CTTi	50
Ilustración 4-9: Comparación de % Remoción entre CATi y CTTi	51
Ilustración 4-10: Ajuste lineal de modelos cinéticos de adsorción de Hg para CAT	i y CTTi54
Ilustración 4-11: Prueba de hipótesis general	57
Ilustración 4-12: Comprobación de hipótesis 2-1	59
Ilustración 4-13: Comprobación de hipótesis 2-2	59

ÍNDICE DE ANEXOS

ANEXO A: OBTENCIÓN DE NANOPARTÍCULAS DE TITANIO

ANEXO B: OBTENCIÓN DE ADSORBENTES - ETAPA 1 Y 2

ANEXO C: OBTENCIÓN DE ADSORBENTES - ETAPA 3

ANEXO D: ANÁLISIS DE POROSIDAD DE CATI

ANEXO E: ANÁLISIS DE POROSIDAD DE CTTI

ANEXO F: DETERMINACIÓN DE PH ÓPTIMO DE REMOCIÓN

ANEXO G: DISEÑO EXPERIMENTAL

ANEXO H: REGISTRO DE TRAZABILIDAD DE Hg PARA PH ÓPTIMO

ANEXO I: REGISTRO 1 / TRAZABILIDAD DE Hg / DISEÑO EXPERIMENTAL

ANEXO J: REGISTRO 2 / TRAZABILIDAD DE Hg / DISEÑO EXPERIMENTAL

ANEXO K: REGISTRO 3 / TRAZABILIDAD DE Hg / DISEÑO EXPERIMENTAL

ANEXO L: REGISTRO 4 /TRAZABILIDAD DE Hg / DISEÑO EXPERIMENTAL

ANEXO M: REGISTRO 5 / TRAZABILIDAD DE Hg / DISEÑO EXPERIMENTAL

ANEXO N: REGISTRO 6 / TRAZABILIDAD DE Hg / DISEÑO EXPERIMENTAL

ANEXO O: REGISTRO 7 / TRAZABILIDAD DE Hg / DISEÑO EXPERIMENTAL

RESUMEN

El presente trabajo tuvo por objeto determinar la capacidad adsorbente del biocarbón de residuos de tocte y aguacate combinado con nanopartículas de titanio para eliminar mercurio de soluciones acuosas. La primera fase inició con la obtención de biocarbón de los residuos tanto del aguacate como del tocte para posteriormente molerlo y tamizarlo (malla 63um). El biocarbón obtenido se incorporó al proceso de síntesis de nanopartículas de titanio, las cuales fueron elaboradas a partir del TiCl₃, etanol y agua, se realizaron pruebas de porosidad, microscopía electrónica de barrido (SEM) y permanencia de las nanopartículas en el biocarbón a partir de espectroscopía infrarroja (FTIR). En la segunda fase se determinó el pH óptimo de remoción ajustando soluciones de 10000 ug/L de Hg a pH de 3, 5 y 7. Luego a ello, el diseño experimental en el cual se realizaron pruebas de adsorción a diferentes concentraciones (10000, 20000, 30000 y 50000 ug/L de Hg) y tiempos de contacto (30, 60, 90,120 y 150 minutos), teniendo como resultado el análisis estadístico de bloques completamente al azar, se obtuvo el mejor tratamiento determinándose así la cinética y el tiempo necesario de remoción. Finalmente, se determinó que el biocarbón impregnado presenta nanopartículas de titanio de 56.2 nm, además de señales de vibración de estiramiento en FTIR que indica la presencia de grupos carboxilos, alifáticos y aromáticos, así como de la fase anatasa. También los adsorbentes obtenidos tanto de los residuos de aguacate como del tocte, presentaron porosidades del 56% y 61%, el pH óptimo de tratamiento fue de 7, los porcentajes de remoción fueron del 99.72% a 30000 ug/l en el aguacate y de 99.73% a 10000 ug/L para el tocte, donde la pseudocinética de segundo orden se adaptó a los datos obtenidos y los tiempos de remoción se encontraron entre 119,4253 y 127,1917 minutos.

Palabras clave: <MERCURIO>, <CONCETRACIONES>, <BIOCARBÓN>, <NANOPARTÍCULAS>, <TIEMPOS>.

0379-DBRA-UPT-2024



ABSTRACT

The objective of this work was to determine the adsorptive capacity of biochar from tocte and

avocado residues combined with titanium nanoparticles to remove mercury from aqueous

solutions. The first phase began with obtaining biochar from both avocado and tocte waste and

then grinding and sieving it (63um mesh). The biochar obtained was incorporated into the process

of synthesizing titanium nanoparticles, which were made from TiCl3, ethanol and water, and tests

were carried out on porosity, scanning electron microscopy (SEM) and permanence of the

nanoparticles in the biochar using infrared spectroscopy (FTIR). In the second phase, the optimum

removal pH was determined by adjusting solutions of 10000 ug/L of Hg at pH 3, 5 and 7. After

that, the experimental design in which adsorption tests were carried out at different concentrations

(10000, 20000, 30000 and 50000 ug/L of Hg) and contact times (30, 60, 90, 120 and 150 minutes),

resulting in the statistical analysis of completely randomized blocks, the best treatment was

obtained, thus determining the kinetics and the necessary removal time. Finally, it was determined

that the impregnated biochar presents titanium nanoparticles of 56.2 nm, in addition to FTIR

stretching vibration signals that indicate the presence of carboxyl, aliphatic and aromatic groups,

as well as the anatase phase. Also the adsorbents obtained from both avocado and tocte residues, presented porosities of 56% and 61%, the optimum pH of treatment was 7, the removal

percentages were 99.72% at 30000 ug/L in avocado and 99.73% at 10000 ug/L for tocte, where

the second order pseudokinetics was adapted to the data obtained and the removal times were

found to be between 119.4253 and 127.1917 minutes.

Key words: <MERCURY>, <CONCETRATIONS>, <BIOCHAR>, <NANOPARTICLES>,

<TIMES>.

Abg. Ana Gabriela Reinoso. Mgs.

A Cabri &

Ced: 1103696132

xv

INTRODUCCIÓN

El continuo crecimiento de la industrialización ha generado un notable incremento en la contaminación ambiental, especialmente en lo que concierne a la liberación de iones de metales pesados como mercurio (Hg), plomo (Pb), cadmio (Cd), cromo (Cr) y arsénico (As) en las instalaciones fabriles y las aguas residuales procedentes de la minería. Esta contaminación generalizada plantea una amenaza significativa para la salud humana y el medio ambiente. En este conjunto de iones de metales pesados, el mercurio destaca como el más tóxico, con una clasificación de toxicidad que sigue la secuencia Hg 2+ > Pb 2+ > Cr 6+ > As 5+ > Cd 2+ (Liu et al., 2023 pág.110).

La Organización Mundial de la Salud (OMS) establece que la concentración de iones de mercurio en el agua potable debe mantenerse por debajo de 1 ppb, lo que exige regulaciones de emisión rigurosas y plantea desafíos adicionales para una eliminación eficaz (Liu et al. 2023). Para abordar esta problemática, se han desarrollado técnicas específicas, que según el equipo de trabajo de Ivan y Carolin pueden clasificarse en dos categorías (Ivan et al. 2015; Carolin et al. 2017): las convencionales, tales como la filtración por membrana, el intercambio iónico, la adsorción, la precipitación química, la electrocoagulación, la coagulación-floculación, entre otras; y las técnicas no convencionales , que involucran procesos innovadores para la remoción de metales pesados en el medio hídrico, incluyendo la obtención de biocarbón a partir de residuos orgánicos (Pabón et al., 2020 pág. 13).

El objetivo de esta investigación es desarrollar un adsorbente innovador y eficiente que no solo trate la presencia de mercurio en soluciones acuosas, sino que también sea ambientalmente sostenible al aprovechar residuos orgánicos y emplear tecnologías avanzadas como las nanopartículas de titanio. A través de este estudio, se busca no solo mejorar los métodos existentes sino también contribuir al avance de soluciones respetuosas con el medio ambiente para la remoción de metales pesados.

CAPÍTULO I

1. PROBLEMA DE INVESTIGACIÓN

1.1. Planteamiento del problema

El agua es un compuesto indispensable para el desarrollo de la vida en nuestro planeta, siendo utilizado en una serie de procesos y actividades naturales y antrópicas. En la actualidad, la disponibilidad de agua de óptima calidad cada vez se ha ido reduciendo, debido a problemas de contaminación provocados por la presencia de ciertos agentes químicos como el mercurio, siendo estos difíciles de remover a través de tratamientos de convencionales.

Tal como se describe, uno de los metales que mayor preocupación provoca en la comunidad científica en general es el mercurio, un metal pesado altamente tóxico y que se encuentra presente en estado líquido. La contaminación por mercurio puede originarse a partir de diversas fuentes, como la minería de oro a pequeña escala, efluentes de la síntesis cloro-alcalina, desechos dentales, (Gbondo-Tugbawa et al. 2010; Veiga, Maxson y Hylander 2006). Entre los principales efectos sobre la salud de los seres humanos está el desarrollo de trastornos a nivel de la glándula tiroides, el tracto gastrointestinal, el sistema nervioso, los órganos reproductores, entre otros, pudiendo ser letal a bajas y medianas concentraciones (Kumar et al., 2018 pág. 74).

Otro de los aspectos que genera preocupación en la comunidad es el aumento de la generación de residuos sólidos, mismos que no cuentan con un adecuado sistema de manejo y terminan siendo dispuestos sobre botaderos, quebradas o rellenos sanitarios, provocando problemas ambientales de gran envergadura. Los residuos sólidos domiciliarios están compuestos por compuesto de naturaleza orgánica e inorgánica, los cuales pueden ser reciclados o reutilizados en diferentes procesos.

En el Ecuador, el porcentaje de residuos sólidos de naturaleza orgánica, provenientes de podas, preparación de alimentos, entre otros, es de aproximadamente el 53 al 56%, y que debido al poco o al nulo aprovechamiento de estos, provoca saturación en los rellenos sanitarios de los diferentes Gobiernos Autónomos Descentralizados; sin embargo, parte de estos compuestos podrían utilizarse como materia prima para la obtención de nuevos productos, como el biocarbón. Los residuos de ciertos vegetales tales como el Aguacate (*persea americana*) y tocte (*juglans neotropica*), ofrecerían ciertas características para su utilización en la producción de biocarbón,

el cual podría combinarse con nanopartículas de Titanio para la obtención de un adsorbente como producto final, el cual pudiera utilizarse para la remoción de contaminantes presentes en diferentes tipos de efluentes (Kaza et al., 2018 pág.4).

Ante esta situación, la producción de adsorbentes a partir de residuos orgánicos favorecería a la recuperación y conservación de recursos hídricos, toda vez que el biocarbòn combinado con nanopartículas de Titanio podría emplearse en el tratamiento de aguas residuales contaminadas con metales pesados, aprovechándose ciertos residuos sólidos de naturaleza vegetal para la producción del biocarbón, convirtiéndose en una propuesta innovadora para salvaguardar la salud tanto de las personas como de los diferentes ecosistemas.

1.2. Limitaciones

- Los residuos de tocte no están disponibles durante todo el año, sino solo en los meses de junio y octubre.
- La molienda de residuos de tocte y aguacate no es sencilla; se requiere un molino de martillos con un motor de mayor capacidad que el disponible en el laboratorio de operaciones unitarias.
- La cantidad de reactivo de titanio es limitada y su adquisición implica la necesidad de importar.
- La obtención de partículas a escala nano no es fácil; solo es posible a través de procesos de síntesis específicos.

1.3. Delimitaciones

- La investigación se enfoca específicamente en determinar la capacidad de adsorción del adsorbente obtenido, ya que se vislumbra su aplicabilidad en diversos campos.
- El proyecto se especializa en la síntesis de nanopartículas de titanio específicamente a través del método sol-gel, seleccionado entre varios métodos de síntesis disponibles.
- Para la síntesis de las nanopartículas de titanio se utilizará TiCl3 como precursor, ya que otras sales de titanio son difíciles de adquirir.
- El solvente empleado en la síntesis será el etanol, eligiéndolo entre otros tipos de solventes disponibles
- En la síntesis se usará una cantidad fija de reactivo TiCl₃ debido a su limitada

- disponibilidad.
- Se aplicará una única temperatura (400 °C) de calcinación en la síntesis, debido a la cantidad limitada de reactivo
- El estudio se focaliza en la adsorción de mercurio (Hg) de soluciones acuosas estándar, dada la presencia de diversas fuentes contaminadas por este metal.

1.4. Objetivos

1.4.1. Objetivo general

Determinar la capacidad adsorbente del biocarbòn obtenido de residuos del tocte (*juglans neotrópica*) y aguacate (*persea americana*) combinados con nanopartículas de Titanio para la remoción de mercurio de soluciones acuosas.

1.4.2. Objetivos específicos

- Obtener compuestos adsorbentes mediante la adición del biocarbón proveniente de los residuos del tocte (*juglans neotrópica*) y aguacate (*persea americana*) durante la síntesis de nanopartículas de titanio.
- Determinar el pH óptimo del proceso de adsorción de mercurio.
- Establecer el mejor tratamiento asociado con la remoción del mercurio, realizando el análisis estadístico de los datos obtenidos de los tratamientos aplicados.
- Determinar la cinética de adsorción para la identificación del tiempo efectivo necesario para la remoción de mercurio.

1.5. Justificación

Según (Tamay 2019), la contaminación ambiental actual ha alcanzado niveles preocupantes, toda vez que muchas industrias no cuentan con planes efectivos para manejar sus efluentes residuales, los cuales son descargados directamente en vertederos, alcantarillas y cuerpos de agua, generando un impacto directo en la salud humana. Estos desechos contienen iones metálicos que tienen la capacidad de dispersarse a través de diferentes medios como el agua, el suelo y el aire (pág. 2). Investigaciones como las realizadas por (Martínez, 2011, pág. 73) y (Cano, 2012, págs. 2-3) indican que los efluentes industriales presentan una alta concentración de metales pesados, destacando la presencia significativa de mercurio, los cuales son liberados en fuentes hídricas sin tratamiento

previo. Esta situación conlleva a la búsqueda de alternativas para mitigar los impactos negativos de la contaminación industrial en el medio ambiente y la salud humana.

Frente a esto, el presente estudio tiene por objeto la determinación de la capacidad adsorbente del biocarbón obtenido de residuos vegetales, mismos que serán combinados con nanopartículas de Titanio para la remoción de mercurio presente en efluentes líquidos, proporcionando una solución innovadora y sostenible para la eliminación de dicho metal. Los resultados obtenidos contribuirán en la ejecución del proyecto de "Soluciones a nanoescala para la sostenibilidad del agua utilizada en actividades mineras", liderado por los Grupos de Investigación en Energías Alternativas y Ambiente (GEAA) y el Grupo de Investigación de Materiales Avanzados (GIMA); además, los dichos registros permitirán abordar posibles soluciones a la problemática que enfrentan las comunidades expuestas a la contaminación de mercurio, contribuyendo con la mejora tanto de la calidad del agua como de la salud de sus pobladores. Los datos por recabarse aportarán información relacionada con el estudio de los mecanismos de adsorción del mercurio, además de la utilización de residuos agrícolas y diferentes nanopartículas como adsorbentes de distintos tipos de contaminantes.

Con el respaldo de recursos como laboratorios equipados y personal especializado, se busca no solo resolver un problema práctico, sino también proporcionar datos empíricos que puedan respaldar teorías en el campo de la adsorción de contaminantes. Finalmente, los resultados a obtenerse se convertirán en una herramienta que buscará incidir positivamente sobre la gestión integral de los recursos hídricos, a través de la implementación de tecnologías más efectivas para el tratamiento de aguas contaminadas a escala local y global.

1.6. Hipótesis

1.6.1. Hipótesis general

• El biocarbón proveniente de los residuos del tocte (*Juglans neotrópica*) y de la semilla de aguacate (*Persea americana*), combinados con nanopartículas de titanio removerá el mercurio (Hg) presente en soluciones acuosas, contribuyendo con el desarrollo de nuevas alternativas para el tratamiento de efluentes y procesos de remediación ambiental.

1.6.2. Hipótesis específicas

- Utilizando el método sol gel es posible obtener nanopartículas de titanio.
- Los adsorbentes obtenidos por combinación con nanopartículas tendrán una capacidad de adsorción superior que los biocarbones de residuos de tocte y aguacate.

CAPÍTULO II

2. MARCO CONCEPTUAL Y TEÓRICO

2.1. Marco conceptual

2.1.1. Antecedentes de investigación

El mercurio es un metal pesado y que se encuentra en estado líquido, siendo utilizado principalmente en la industria (Ramírez, 2008, pág. 46). Zhang y Trivedi mencionan que el mercurio aparentemente ingresa a los cuerpos hídricos a través de descargas líquidas sin ningún tipo de tratamiento, lo cual representa una grave amenaza para las plantas, animales e incluso los seres humanos. Dicho metal posee características de persistencia, bioacumulación y no biodegradabilidad; haciéndolo altamente tóxico a bajas concentraciones (Qi et al. 2020; Trivedi y Axe 2000).

En la actualidad, la contaminación por este metal está relacionada principalmente con la minería artesanal, de pequeña escala y por la minería ilegal de oro, mismas que producen aproximadamente el 20% del oro del mundo (Veiga et al., 2006 pág. 437). Otros sectores en los que se producen emisiones de dicho metal son las descargas provenientes de la síntesis cloro-álcalina, de la industria de la pulpa de madera, de equipos eléctricos (termómetros, barómetros, baterías, etc), desechos dentales, pinturas, fertilizantes, productos farmacéuticos y productos químicos agrícolas (Gbondo-Tugbawa et al., 2010 pág. 2).

Por esta razón, a lo largo de la historia se han llevado a cabo investigaciones científicas orientadas a la remoción de mercurio. En el 2007, Ragan y Alvord exploraron diversos métodos tales como el empleo de virutas de cobre, arcilla, carbón activado, así como la aplicación de bacterias como las *seudomonas putida* y lodos férricos (Ragan & Alvord, 2007, Pág. 4). Por otro lado, Dou y Chen en el 2011, investigaron la capacidad de adsorción del mercurio mediante el uso de nanopartículas sintetizadas mediante el método sol-gel de TiO₂; Los resultados obtenidos indicaron una remoción del 65% (Dou y Chen, 2011 págs. 261-263),

En el 2019, el grupo de investigación dirigido por Zhang desarrolló seis deferentes matrices de biocarbón a partir de: trigo, maíz, frijol negro, mijo, tabaco y paja de arroz, en las que se evaluó la capacidad de adsorción de mercurio de cada matriz, y tras una modificación con ácido

sulfhídrico, se observó un aumento significativo en la eficiencia de remoción de mercurio, pasando de valores iniciales de 26.4%, 19.2%, 10.7%, 14.7%, 19.5%, 23.5% a 95.5%, 71%, 45.5%, 46.3%, 64.3%, 59%. Esta modificación indicó una mejora notable en la capacidad de adsorción del mercurio por parte del biocarbón (Zhang et al., 2019 pág. 4).

Tabla 2-1: Referencias bibliográficas antecedentes a la investigación

Autor/Autores	Año	Título	Tipo	Link
Augusto V Ramírez	2008	Intoxicación ocupacional por mercurio	Artículo	http://www.scielo.org.pe/sciel o.php?script=sci_arttext&pid =\$1025- 55832008000100010&lng=es &nrm=iso&tlng=es%20[acce ssed%2025%20November%2 02023]
Beatriz Elena Soledad Rodríguez	2009	La contaminación ambiental y sus consecuencias toxicológicas.	Libro	https://books.google.es/books ?hl=es&lr=&id=IO aAgAAQ BAJ&oi=fnd&pg=PA5&dq=e l+mercurio+aparentemente+i ngresa+a+los+cuerpos+h%C3 %ADdricos+a+trav%C3%ADg uidas+sin+ning%C3%BAn+ti po+de+tratamiento,+lo+cual+ representa+una+grave+amena za+para+las+plantas,+animal es+e+incluso+los+seres+hum anos.+Dicho+metal+posee+c aracter%C3%ADsticas+de+p ersistencia,+bioacumulaci%C 3%B3n+y+no+biodegradabili dad%3B+haci%C3%APndolo +altamente+t%C3%B3xico+a +bajas+concentraciones&ots= P61x1OOyjx&sig=kL71gX21 WiOzTmx7P6KFuYoPWfE# v=onepage&q&f=false
Marcello M. Veiga, Peter A. Maxson, Lars D. Hylander	2006	Origin and consumption of mercury in small scale gold mining	Artículo	https://www.sciencedirect.co m/science/article/abs/pii/S095 9652605000752
Solomon. Gbondo- Tugbawa, Joseph A. McAlear, Charles T. Driscoll c, Charles W. Sharpe d	2010	Total and methyl mercury transformations and mass loadings within a wastewater treatment plant and the impact of the effluent discharge to an alkaline hypereutrophic lake	Artículo	https://www.sciencedirect.co m/science/article/abs/pii/S004 313541000062X
Gregory A. Ragan, W. Gregory Alvord	2007	Assessing mercury levels in the wastewater of an aging research laboratory building	Artículo	https://www.sciencedirect.co m/science/article/abs/pii/S187 1553206000909

Binlin Dou, Haisheng Chen	2011	Removal of toxic mercury(II) from aquatic solutions by synthesized TiO2 nanoparticles	Artículo	https://www.sciencedirect.co m/science/article/abs/pii/S001 1916410008179
Huicong Zhang, Tao Wan g, Zifeng Sui, Yongsheng Zhang, Baomin Sun, Wei- Ping Pan	2019	Enhanced mercury removal by transplanting sulfur-containing functional groups to biochar through plasma	Artículo	https://www.sciencedirect.co m/science/article/abs/pii/S001 6236119308208

Realizado por: Lopez, P., 2024

2.2. Referencias teóricas

2.2.1. Mercurio

El mercurio, con un número atómico de 80 y un peso atómico de 200, se presenta como un líquido blanco plateado a temperatura ambiente, este elemento tiene la capacidad de formar soluciones-amalgamas con diversos metales, como oro, plata, platino, uranio, cobre, plomo, sodio y potasio. Se encuentra comúnmente en forma de sulfuro y también puede presentarse en otras formas, como el rojo de cinabrio, el metalcinabrio negro en menor abundancia, y el menos común cloruro de mercurio. Un rasgo distintivo es su tensión superficial, que alcanza las 484 dinas/cm. Este valor es seis veces mayor que el de agua en contacto con el aire, lo que implica que el mercurio no puede mojar la superficie con la que está en contacto (Londoño et al., 2016 pág. 150).

Según varios investigadores, en el entorno acuático, el este metal se presenta fundamentalmente en tres modalidades: mercurio elemental, identificado como Hg⁰; mercurio inorgánico, en forma de ion divalente Hg^{2+,} el cual puede encontrarse hidratado o vinculado con cloruro, sulfuro, hidróxido o materia orgánica disuelta; y mercurio orgánico, principalmente en la forma de monometil mercurio, que constituye la especie más perjudicial para la salud humana (Leopold, Foulkes y Worsfold 2010; Wang et al. 2004; Wase 1997).

La transferencia de las diversas formas de mercurio entre los distintos sistemas terrestres queda explicada en el ciclo biogeoquímico de este elementoIlustración 2-1: Ciclo biogeoquímico del mercurio como se muestra en la Ilustración 2-1.

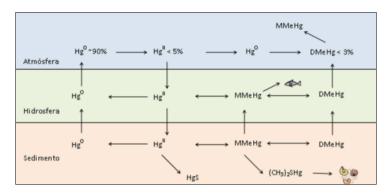


Ilustración 2-1: Ciclo biogeoquímico del mercurio

Fuente: Carro, 2012, pág.12

Por otro lado, el ion divalente Hg²⁺ tiene una afinidad significativa para formar complejos con ligandos inorgánicos y orgánicos, como [HgCl_x] ^{2-x}, [Hg^{II} -COD] o HgS. Estos compuestos presentan una permanencia breve en el aire y son rápidamente eliminados por deposición debido a su elevada actividad superficial y solubilidad en agua. La mayor parte del mercurio en las aguas superficiales proviene principalmente de la deposición atmosférica (aproximadamente el 90 %). El mercurio inorgánico, principalmente en forma de Hg¹⁺, se encuentra predominantemente en suelos y sedimentos debido a su limitada solubilidad. El ion Hg²⁺ experimenta procesos de biometilación, dando lugar a monometilmercurio y dimetilmercurio. Estas reacciones son reversibles mediante procesos de desmetilación inducidos por microorganismos y/o descomposición fotolítica (Leopold et al., 2010 pág. 2).

2.2.1.1. Fuentes de liberación de mercurio

En el año 2002, el PNUMA señaló que las fuentes de emisión de mercurio en la biosfera pueden ser clasificadas en cuatro categorías principales:

- <u>Fuentes naturales:</u> Emisiones derivadas de la liberación natural de mercurio generado de manera intrínseca en la corteza terrestre, ya sea por actividad volcánica o erosión de las rocas.
- Liberaciones antropógenas actuales: Ocasionadas por la movilización de impurezas de mercurio presentes en materias primas, especialmente en combustibles fósiles como el carbón, y en menor medida en gas y petróleo, así como en otros minerales extraídos, tratados y reciclados.

- <u>Liberaciones antropógenas actuales</u>, generadas por el uso deliberado de mercurio en productos y procesos, dando lugar a emisiones durante la producción, fugas, eliminación o incineración de desechos y otras formas de liberación.
- Re movilización de liberaciones antropógenas pasadas: Proceso mediante el cual se desplazan emisiones previas depositadas en suelos, sedimentos, aguas, vertederos y pilas de desechos/residuos (PNUMA, 2002, pág. 21).

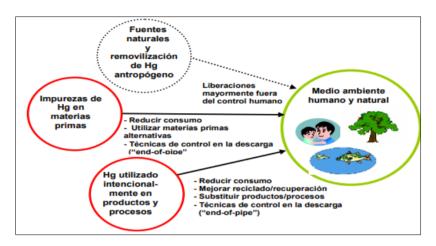


Ilustración 2-2: Fuentes principales de liberaciones de Hg

Fuente: PNUMA, 2002, pág. 22

Algunos de los procesos antropógenos (generados por la actividad humana) que movilizan impurezas de Hg abarcan la generación de energía y calor a partir del carbón; la fabricación de cemento; y diversas actividades mineras y metalúrgicas, que engloban la extracción y procesamiento de materiales minerales, como la producción de hierro, acero, zinc y oro. Entre las fuentes destacadas de liberaciones antropógenas derivadas de la extracción y el uso deliberado del mercurio se encuentran la minería de este elemento, la minería de oro y plata a pequeña escala; la producción de cloro alcalino; el empleo de lámparas fluorescentes, faros de automóviles, manómetros, termostatos, termómetros y otros instrumentos, así como su rotura accidental. Además, se incluyen las amalgamas dentales; la fabricación de productos que contienen mercurio; el manejo de desechos y la incineración de productos que contienen mercurio; así como las actividades en vertederos y la cremación (PNUMA, 2002, pág. 11).

2.2.1.2. Toxicidad

La exposición al mercurio puede generar impactos negativos en el sistema nervioso central, afectar la función renal y provocar cambios cromosómicos. Además, puede ocasionar problemas

como ceguera, parálisis y daños al feto. Detectar la intoxicación por el mismo resulta desafiante debido a su naturaleza acumulativa, la falta de efectos inmediatos y la manifestación de muchos síntomas con origen psicopatológico (Manahan, 2017, pág. 138).

2.2.2. Adsorción

La adsorción es el proceso en el cual una molécula o ion denominado adsorbato se adhiere a la superficie de un sólido conocido como adsorbente. En primer lugar, se da la difusión externa, en la cual ocurre la transferencia del adsorbato hacia la capa de Stern (denominada así por el modelo de Stern); en segundo lugar, ocurre la difusión interna o difusión intraparticular, en la que el adsorbato se transfiere a los poros del adsorbente; y por último, la adsorción en las superficie interior del sólido (Ayala, 2023, pág. 19).

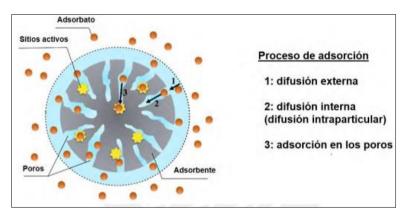


Ilustración 2-3: Proceso de adsorción (Transferencia de masa)

Fuente: Ayala, 2023, pág. 19

2.2.3. Tipos de adsorción

Dependiendo del tipo de interacciones entre el adsorbato y el adsorbente, la adsorción se puede dividir en términos físicos, químicos o electrostáticos.

2.2.3.1. Adsorción física

En la adsorción física (o fisisorción), no se observa intercambio de electrones; más bien, tienen lugar atracciones intermoleculares entre sitios de energía favorables y, por lo tanto, son independientes de las propiedades electrónicas de las moléculas involucradas. La fisisorción se caracteriza por energías de interacción comparables a los calores de vaporización (condensación). El adsorbato se mantiene en la superficie mediante fuerzas de van der Waals relativamente débiles

y se pueden formar múltiples capas con aproximadamente el mismo calor de adsorción. El calor de adsorción para la fisisorción es como máximo de unas pocas kcal/mol y, por lo tanto, este tipo de adsorción es estable sólo a temperaturas inferiores a 150 °C (Inglezakis y Poulopoulos 2006 pág. 31).

2.2.3.2. Adsorción química.

La adsorción química (o quimisorción) implica un intercambio de electrones entre sitios específicos de la superficie y moléculas de soluto y, como resultado, se forma un enlace químico. La quimisorción se caracteriza por energías de interacción entre la superficie y el adsorbato comparables a la fuerza de los enlaces químicos (decenas de kcal/mol) y, en consecuencia, es mucho más fuerte y estable a altas temperaturas que la fisisorción. Generalmente, sólo se puede adsorber una única capa molecular (Inglezakis y Poulopoulos 2006 pág. 31).

2.2.3.3. Adsorción electrostática (intercambio iónico).

Este es un término reservado para las fuerzas de atracción de Coulomb entre iones y grupos funcionales cargados y comúnmente se clasifica como intercambio iónico (Inglezakis y Poulopoulos 2006 pág. 31).

2.2.4. Variables que afectan la adsorción

El pH del adsorbato desempeña un papel fundamental en los procesos de adsorción de metales en diversos adsorbentes. En condiciones de pH bajo, la carga positiva en la superficie del material puede obstaculizar la aproximación de cationes metálicos u otros contaminantes con carga positiva, mientras que valores de pH muy altos suelen ocasionar problemas de precipitación del metal. Para cationes y aniones, el valor del pH tiene efectos distintos: la adsorción de cationes se ve favorecida en valores de pH superiores a 4.5 puesto que a dichos valores la desprotonación de los grupos funcionales favorece la atracción de especies con carga positiva , mientras que la adsorción de aniones prefiere valores bajos de pH, específicamente entre 1.5 y 4 (Tamay 2019; Huang et al. 2016; Tejada, Villabona y Garcés 2015).

Asimismo, la concentración del adsorbato es fundamental a la hora de diseñar un proceso de adsorción y de interpretar los resultados que de él se derivan. Otro factor relevante es el tamaño de las partículas del adsorbente. La adsorción ocurre principalmente en el interior de las partículas, en las paredes de los poros, lo que significa que la cantidad de adsorbato que se puede adsorber es directamente proporcional al volumen de las partículas. Las partículas más pequeñas

tienen una mayor área superficial y, por lo tanto, una mayor capacidad de sorción debido a su mayor área de superficie interna por unidad de masa (Tejada et al., 2015 pág.113).

2.2.5. Cinética de adsorción

El propósito de la cinética de adsorción es investigar el mecanismo que se lleva a cabo en el proceso y además determinar cuál es la etapa que controla la velocidad que puede implicar un transporte de masa o una reacción química (Tenorio, 2006, pág. 67).

2.2.5.1. Ecuación de pseudo primer orden

Esta ecuación es expresada generalmente de la siguiente forma (Tamay, 2019, págs. 19-20):

$$q_t = q_e(1 - e^{-k_1 t})$$

Donde:

qt: es la cantidad de soluto adsorbido en el equilibrio en relación al tiempo (mg/g)

qe: cantidad de soluto retenido en el equilibrio (mg/g)

k1: constante de velocidad de pseudo primer orden, min-1

Integrando la expresión se obtiene:

$$\log(q_e - q_t) = \log(q_e) - \frac{k_1}{2.303}t$$

Ecuación 2-1: Ecuación de pseudo primer orden

2.2.5.2. Ecuación de segundo orden

Está expresada de la siguiente manera (Tamay, 2019, pág. 20):

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

Donde:

k2: es la constante de velocidad de segundo orden

Integrando la expresión se obtiene:

$$\frac{1}{q_e - q_t} = \frac{1}{q_e} + k_2 t$$

Ecuación 2-2: Ecuación de segundo orden

2.2.5.3. Ecuación de pseudo segundo orden

Es una forma modificada de la ecuación de segundo orden (Tamay, 2019, págs. 20-21).

$$\frac{dq_t}{dt} = k_{2s}(q_e - q_t)^2$$

Donde:

 k_{2s} : Es la constante de velocidad de segundo orden

Integrando la expresión se obtiene:

$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{k_2 q_e^2} + \frac{t}{q_e}$$

Ecuación 2-3: Ecuación de pseudo segundo orden

Donde:

k₂: Es la constante cinética de sorción de pseudo segundo orden

qe: Es la cantidad de soluto adsorbido en el equilibrio (mg/g)

qt: Es la cantidad de soluto adsorbido en el equilibrio en relación con el tiempo (mg/g)

2.2.6. Residuos orgánicos

2.2.6.1. Tocte

Juglans neotropica, originaria de la región andina de América del Sur, ha desempeñado un papel significativo en las comunidades locales a lo largo de la historia. Este árbol ha sido aprovechado

por su valiosa madera en los mercados, así como por sus hojas y frutos en diversas industrias, como la textil, alimentaria y medicinal (Vanegas y Roldán, 2018 pág. 2).

Comúnmente conocido como "tocte", pertenece a la familia Junglandaceae y es nativo de Honduras, Colombia, Perú, Bolivia y Ecuador. En este último país, se ha llevado a cabo una extensa producción de tocte desde tiempos antiguos. Este fruto, que tiene características similares a la nuez, crece en árboles frondosos conocidos como nogales y se encuentra principalmente en regiones como Chimborazo, Cuenca, Loja, Ibarra, Azuay e Imbabura. La cosecha de este fruto se realiza anualmente entre los meses de junio y octubre (Borja y Quituisaca, 2020; Rojas y Torres, 2008).

Se compone de diferentes partes, que incluyen la cáscara, el endocarpio, el cotiledón, la piel y el núcleo. Este estudio se centra en el endocarpio, considerado un residuo agrícola que puede aprovecharse debido a su capacidad biodegradable, su carácter químicamente inerte y su naturaleza no tóxica.

2.2.6.2. Aguacate

Persea americana, miembro de la familia Lauraceae, es una fruta comestible ampliamente reconocida bajo el nombre de aguacate. Esta fruta es originaria de las regiones tropicales y subtropicales de Centroamérica y México, y a lo largo de la historia, ha sido cultivada en numerosas regiones de todo el mundo. Su presencia global se debe a su atractivo sabor y a los diversos beneficios nutricionales que ofrece, lo que lo ha convertido en un elemento esencial en la dieta de muchas culturas (Pérez et al., 2019 pág. 111).

En el Ecuador, la producción está distribuida en los valles interandinos de la Sierra, en las provincias de Imbabura (Chota y Salinas), Carchi (Mira), Pichincha (Guayllabamba), Tungurahua (Patate y Baños) y Azuay (Paute y Gualaceo) (Álvarez et al., 2021 pág.166). El aguacate, con sus diversas partes, que incluyen exocarpio o piel, mesocarpio o parte comestible, semilla y endocarpio o piel de la semilla, presenta una estructura integral. Este estudio se centra específicamente en la semilla de la fruta. Este enfoque se debe a su condición como residuo, lo cual lo posiciona como un recurso sostenible y respetuoso con el medio ambiente.

2.2.7. Biocarbón

El biocarbón es un producto caracterizado por una elevada concentración de carbono y se produce mediante el proceso de pirólisis de biomasa en ausencia de oxígeno. En su mayoría, está

compuesto por celulosa, hemicelulosa, lignina y otros compuestos orgánicos, con proporciones variables dependiendo del tipo de biomasa utilizada como materia prima. Todos estos componentes presentan estructuras porosas en el biocarbón resultante. Además, es importante señalar que la temperatura de pirólisis ejerce una influencia directa sobre las propiedades fisicoquímicas del biocarbón, abarcando su composición elemental, estabilidad, área superficial y los grupos funcionales presentes en su superficie (Senadheera et al. 2023; Shang et al. 2015).

2.2.8. Nanopartículas

De acuerdo con el INSHT (Instituto Nacional de Seguridad e Higiene en el Trabajo), los nanomateriales son aquellos que poseen partículas con al menos una dimensión en la escala nanométrica, es decir, que oscila entre aproximadamente 1 y 100 nanómetros. Un nanómetro es igual a una milmillonésima parte de un metro (1 nm = 10^{-9} m) (INSHT, 2015, pág. 7).

Según Gutiérrez, los nanomateriales se pueden clasificar en cuatro tipos de acuerdo con el número de dimensiones que se encuentren en el régimen nanométrico.

- Materiales de dimensión cero, donde las tres dimensiones se encuentran en el rango nanométrico, como es el caso de las nanopartículas.
- De una dimensión, con una longitud variable, manteniendo una sola dimensión en la escala de nanómetros, como se observa en nanoalambres y nanotubos.
- De dos dimensiones, con áreas de tamaño indefinido y un espesor que se mantiene en el orden de 1 a 100 nm, ejemplificado por películas delgadas.
- De tres dimensiones, donde los sólidos tridimensionales están conformados por unidades nanométricas (Gutiérrez, 2020, pág. 24).

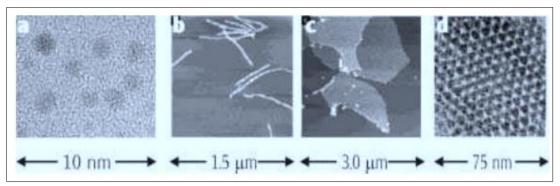


Ilustración 2-4: Clasificación de nanomateriales: a) 0-D, nanopartículas de oro; b) 1-D, fibras3 poliméricas c) 2-D, películas poliméricas³ y d) 3-D, superred obtenida por autoensamblaje de nanopartículas de oro.

Fuente: Gutiérrez, 2020, pág. 25

Las nanopartículas han existido en la Tierra desde hace siglos, observándose en partículas de humo y en microorganismos. En la antigüedad, algunas civilizaciones aprovechaban sus propiedades ópticas y medicinales, específicamente las nanopartículas de oro, que, debido a sus propiedades intrigantes, se empleaban para la elaboración de coloides medicinales para preservar la juventud y promover la salud (actualmente aún se utilizan en tratamientos para la artritis). La civilización china, además de utilizarlas con propósitos curativos, las empleaba como colorantes inorgánicos en la fabricación de porcelanas (Gutiérrez, 2020, págs. 26-29).

2.2.8.1. Métodos para la síntesis de nanopartículas

Existen dos enfoques principales para la síntesis de nanopartículas: "arriba hacia abajo" y "abajo hacia arriba". En el enfoque "arriba hacia abajo", las nanopartículas se generan al reducir el tamaño de un material inicial mediante procesos físicos y químicos. Por otro lado, en la síntesis "abajo hacia arriba", las nanopartículas se construyen a partir de unidades más pequeñas, como átomos, moléculas y partículas diminutas. En este método, se forman bloques de construcción nanoestructurados que se ensamblan para crear la partícula final. La síntesis "abajo hacia arriba" se apoya principalmente en métodos químicos y biológicos. Específicamente, los métodos biológicos, como la síntesis microbiana utilizando microorganismos, son escalables y respetuosos con el medio ambiente, aunque pueden implicar mayores costos. Además, la síntesis de nanopartículas a través de extractos de plantas ha sido ampliamente investigada (Díaz et al., 2020 pág. 6).

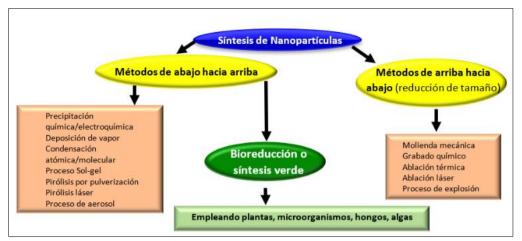


Ilustración 2-5: Métodos de Síntesis de nanopartículas

Fuente: Díaz et al., 2020 pág. 7

2.2.8.2. Método Sol-Gel

El procedimiento sol-gel consiste en una suspensión coloidal de partículas, en la cual el precursor puede ser un metal alcóxido, sales, entre otros. Este método, documentado por Mosquera y colaboradores en 2015, es una técnica que resulta en la generación de óxidos mediante reacciones inorgánicas poliméricas. Se distingue por cuatro fases características: hidrólisis, policondensación, secado y descomposición térmica (Mosquera et al., 2015 pág. 2).

Según lo señalado por Gómez en 2012, la vía de los alcóxidos, ampliamente empleada, implica la creación de soles que son sometidos a hidrólisis y policondensación de derivados orgánicos de metal en soluciones alcohólicas. Los pasos para obtener un material mediante este método incluyen la elección de precursores adecuados, como alcóxidos, sales u óxidos. Los alcóxidos se disuelven en un solvente, generalmente alcohol, y con la adición de agua, se inicia la hidrólisis de los precursores. Las reacciones de condensación de las especies hidrolizadas dan lugar a la formación de cadenas poliméricas que, al evolucionar, crean sistemas compuestos por un esqueleto sólido y una fase líquida continua, conocido como gel. El paso final implica la eliminación del solvente, ya sea por evaporación en condiciones ambientales (xerogeles) o en condiciones supercríticas (aerogeles). Durante la transformación de sol a gel, es posible obtener recubrimientos, fibras mediante hilado, moldeo de piezas, así como la obtención de polvos o membranas. En la mayoría de los casos, el material final se obtiene mediante el sinterizado del gel a temperaturas relativamente bajas, en el rango de 400 a 1000 °C (Gómez, 2012, pág. 18).

2.2.9. Pruebas para la caracterización de adsorbentes.

2.2.9.1. Espectroscopia de infrarrojo

Uno de los métodos más utilizados para identificar compuestos desconocidos, genera espectros distintivos que funcionan como una "huella dactilar". En esta técnica, todos los compuestos orgánicos y algunos inorgánicos absorben luz en la región infrarroja del espectro electromagnético. Cada grupo funcional químico presenta frecuencias características, conocidas como "frecuencias de grupo", que son esenciales para su identificación en sustancias desconocidas. A pesar de que la espectrofotometría infrarroja se emplea principalmente para análisis cualitativos, su interpretación requiere el uso de espectros de referencia y datos tabulados. Sin embargo, este método presenta desafíos, ya que demanda una alta pureza de la muestra y una cantidad relativamente considerable de la misma (Miranda, 2012, pág. 8). En el ámbito de la nanotecnología, el FTIR facilita la caracterización de nanopartículas sintetizadas y la identificación de interacciones de la superficie metálica con otros grupos funcionales (Robles Ardila et al., 2019 pág. 436).

2.2.9.2. Microscopía electrónica de barrido

La microscopía electrónica de barrido (SEM) se presenta como una herramienta altamente efectiva que emplea haces de electrones focalizados para obtener información detallada sobre muestras sólidas. Este método, además de generar imágenes tridimensionales de alta resolución, ofrece valiosa información topográfica, morfológica y de composición. En el ámbito científico e industrial, las imágenes proporcionadas por SEM son fundamentales, abriendo oportunidades para una variedad de aplicaciones (Choudhary y Ka, 2017 pág. 1877).

CAPÍTULO III

3. MARCO METODOLÓGICO

3.1. Enfoque de investigación

La presente investigación tiene un enfoque cuantitativo, en virtud que se realizará el análisis de datos numéricos continuos derivados de la exploración de diversas variables (pH, tiempo de contacto y concentración de metales). Determinándose de esta forma la capacidad de adsorción de mercurio por parte del biocarbón combinado con nanopartículas de titanio.

3.2. Alcance

El alcance de investigación es de tipo descriptiva ya que proporciona una narrativa detallada de la obtención de los adsorbentes y sobre cómo responden a las variables previamente mencionadas, tales como el pH, tiempo de contacto y concentración de metales.

3.3. Diseño de investigación

El proyecto de investigación está enfocado en un diseño de tipo experimental avanzado de bloques aleatorios, debido a que se busca determinar la capacidad de adsorción del biocarbón de residuos vegetales combinado con nanopartículas de titanio, mismos que serán sometidos a diferentes concentraciones (altas, medias y bajas), pH y tiempo de remoción, teniendo como variable dependiente la adsorción del metal. Para este diseño, se partirá de la obtención de 2 tipos de adsorbentes de residuos de tocte y aguacate impregnados con nanopartículas de titanio que se denominarán como CTTi (Biocarbòn de residuos de tocte combinando con nanopartículas de titanio) y CATi (Biocarbòn de residuos de aguacate combinando con nanopartículas de titanio) respectivamente.

3.3.1. Determinación experimental del pH óptimo de remoción

Se investigará la influencia del pH en el proceso de adsorción, para ello, cada adsorbente (CTTi, CATi) será sometido a una solución de mercurio que estará ajustada a distintos valores de pH. Se describe en la Ilustración 3-1.

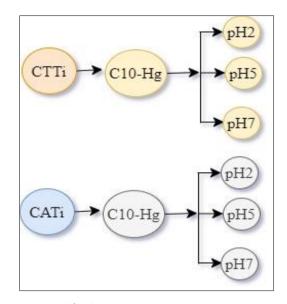


Ilustración 3-1: Diseño experimental para pH

Conforme a lo señalado en la Tabla 3-1, las soluciones de mercurio tendrán una concentración constante de 10 ppm y serán ajustadas a valores de pH de: 2,5 y 7, estas estarán sometidas a un sistema de adsorción de lecho fijo con 0.3 g de adsorbente por 1 h. Estos resultados guiarán la siguiente fase del diseño experimental, ya que se tomará en cuenta el mejor porcentaje de remoción.

Tabla 3-1: Diseño experimental para el pH óptimo de adsorción.

	CT	Γi		
II	C: (~/I)	Cf (ug/L)	% R
pН	Ci (ug/L)	R1	R2	70 K
pH2				
pH5	10000			
pH7				
, i	CAT	Γi		
, II	Ci(na/I)	Cf (ug/L)	0/ D
pН	Ci(ug/L)	R1	R2	%R
pH2				
pH5	10000			
pH7				

Realizado por: Lopez, P., 2024

Donde:

- pH_x: Solución de mercurio ajustada a distintos valores de pH
- Ci: Concentración inicial de la solución en ug/L

- Cf: Concentración final de la solución en ug/L
- **R**_X: Número de réplicas
- %R: Porcentaje de remoción

3.3.2. Determinación experimental de remoción a diferentes concentraciones y tiempo

Como se describe en la Ilustración 3-2, en esta etapa de la investigación se llevó a cabo la experimentación con cuatro concentraciones diferentes de mercurio, las cuales fueron ajustadas al pH de remoción más eficiente obtenido en resultados anteriores. A lo largo del experimento se recolectaron las muestras a diferentes tiempos.

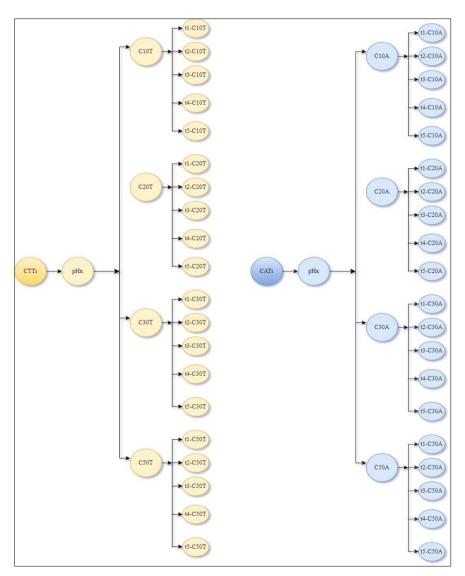


Ilustración 3-2: Diseño experimental a diferentes concentraciones y tiempo **Realizado por:** Lopez, P., 2024

Las concentraciones de mercurio de las soluciones con las cuales se realizó el proceso de adsorción son C10, C20, C30, C50 (10 ppm, 20 ppm, 30 ppm y 50 ppm respectivamente); mismas que fueron ajustadas al pH de remoción que mayor efectividad presentó previamente. El material adsorbente se colocó en un sistema de lecho fijo, considerando una masa constante para los diferentes tratamientos de 0.3 g de material. Los tiempos a los que se realizó el proceso de recolección de muestras fueron a t1, t2, t3, t4, t5 (30,60,90,120 y 150 minutos respectivamente), tal como se resume en la Tabla 3-2.

Tabla 3-2: Diseño experimental a diferentes concentraciones y tiempos

CATi				СТ	Ti						
p	Hx	n	mAds: 0.3 g		3 g	pHx		mAds: 0.3 g		g	
Ci (ug/L) Tiempo	Tiempo	Cf	(ug/	L)	%R	Ci (ug/L)	Tiempo	Cf	(ug	/L)	%R
		R1	R2	R3				R1	R2	R3	
	t1-C10T						t1-C10A				
	t2-C10T						t2-C10A				
10000	t3-C10T					10000	t3-C10A				
	t4-C10T						t4-C10A				
	t5-C10T						t5-C10A				
	t1-C20T						t1-C20A				
	t2-C20T				2000		t2-C20A				
20000	t3-C20T					20000	t3-C20A				
	t4-C20T						t4-C20A				
	t5-C20T						t5-C20A				
	t1-C30T						t1-C30A				
	t2-C30T						t2-C30A				
30000	t3-C30T					30000	t3-C30A				
	t4-C30T						t4-C30A				
	t5-C30T						t5-C30A				
	t1-C50T						t1-C50A				
	t2-C50T						t2-C50A				
50000	t3-C50T					50000	t3-C50A				
	t4-C50T						t4-C50A				
	t5-C50T						t5-C50A				

Realizado por: Lopez, P., 2024

Donde:

• pHx: pH más eficiente de remoción

Ci: Concentración inicial de la solución en ug/L

Cf: Concentración final de la solución en ug/L

• t_x - C_xX : Tiempo en minutos de recolección de muestras a diferentes concentraciones.

• **R**_X: Número de réplicas

• %R: Porcentaje de remoción

3.3.3. Según la manipulación o no de la variable independiente

3.3.3.1. Variable independiente

 pH: Se variaron valores para identificar el pH óptimo en este proceso; tiene un impacto directo en la capacidad de adsorción de iones metálicos y se clasifica como cualitativa nominal.

 Tiempo de contacto: Se clasifica como cuantitativa simple y tiene una medición nominal, su función es medir en minutos el tiempo necesario para que el proceso de adsorción se vuelva óptimo

 Concentración de Hg: Se trata de una cualitativa dicotómica simple; su objetivo es determinar la afinidad de los iones de mercurio con los adsorbentes (CATi y CTTi), obteniéndose así el porcentaje de remoción.

3.3.3.2. Variable dependiente

 La capacidad de adsorción de adsorbentes (CATi y CTTi): Variable cuantitativa continua simple; se basa en la medición de la cantidad de mercurio presente en la solución acuosa tras la aplicación del proceso de adsorción.

3.3.4. Según las intervenciones en el trabajo experimental

Este trabajo es de tipo longitudinal, se tomó los datos de la remoción del mercurio por el adsorbente utilizado a diferentes tiempos, lo cual ayudó a definir la pseudocinética que mejor se adapte al estudio planteado, tomándose los datos de remoción de los adsorbentes, analizándose los factores que afectan a la capacidad adsorbente del biocarbón combinados con nanopartículas.

3.4. Tipo de estudio

El tipo de estudio a desarrollarse es experimental, debido a que se manipularán las variables independientes, permitiendo así la verificación de la hipótesis planteada inicialmente.

3.5. Población y planificación, selección y cálculo del tamaño de la muestra

3.5.1. Población de estudio y planificación

La población de estudio se define mediante la recolección, selección de diferentes residuos y la obtención de los adsorbentes. En particular, la recolección selectiva de semillas de aguacate se lleva a cabo en taquerías y restaurantes de la ciudad de Riobamba, considerando la alta demanda y consumo de este producto en la localidad. Por otro lado, el cotiledón del tocte, un subproducto desechado, se recopila en la hacienda la Magdalena, ubicada en el cantón Chambo.

Posterior a la recolección selectiva de 1000g de cada tipo de residuo, se realiza el acondicionamiento de estos para hacer uso de 200 g de materia pretratada con el fin de producir 50 g de biocarbón. La obtención de cada adsorbente se realiza mediante el uso de biocarbón y proporciones de reactivos para las nanopartículas, siguiendo las especificaciones encontradas en la bibliografía. El proceso de recolección de semillas de aguacate tiene una duración de 2 semanas, mientras que la obtención de cotiledones del tocte se realiza durante 2 semanas específicas, los lunes, viernes, sábado y domingo. Además, la obtención de los adsorbentes tiene una duración de 5 semanas.

3.5.2. Selección de la muestra

Se lleva a cabo a través de una recolección de muestras aleatorias simples. Es fundamental destacar que, en cada fase del proceso, se garantizó que la muestra fuera representativa, permitiendo así la caracterización de la misma.

3.5.3. Tamaño de la muestra

La población de estudio representa 100g (50 de CATi y 50 de CTTi) obtenidos de adsorbentes a nivel de laboratorio y se establece que el número de muestras a seleccionar son equivalentes al

número de tratamientos experimentales a realizarse, que en total son 24. Se asigna 0,3 g por tratamiento, resultando en 0,3 g de muestra de la población para cada experimento.

3.6. Métodos, técnicas e instrumentos de investigación

3.6.1. Obtención de nanopartículas de titanio

Para corroborar que en este proyecto se utilizó nanopartículas, se sintetizó una muestra, utilizando el mismo método empleado para la obtención del adsorbente como se especifica en la Tabla 3-3 La distinción radica en que, en este caso, se prescindió de agregar el biocarbón con el objetivo de garantizar la ausencia de interferencias durante la medición del tamaño de partícula.

Tabla 3-3: Metodología para la obtención de nanopartículas de titanio

Materiales, equipos y reactivos	Procedimiento	Métodos de ensayos
Materiales Vasos de precipitación de 100 mL Crisol Mortero y pistilo Matraz Kitasato Embudo Buchner Papel Filtro Equipos Balanza analítica Plancha de agitación magnética Estufa Agitador Reactivos Etanol al 95 % Agua desionizada TiCl ₃	 Añadir gota a gota 15 mL de TiCl₃ (20%) en 20 ml del disolvente (etanol), a esta mezcla se incorporará 65 mL de agua desionizada, este paso se debe realizar a temperatura ambiente y constante agitación. Además, la reacción se debe llevar a cabo en una campaña extractora debido a la cantidad de Cl₂ y HCl liberados. Agitar la mezcla por 2 h a °T ambiente. Calentar sin agitar a 90 °C por 40 min. Enfriar la muestra por 1 h Calcinar la muestra en una mufla a 400 °C por 1 h Empacar el adsorbente en fundas ziploc Etiquetar 	(Haider et al. 2017) (Murillo 2015)

Realizado por: Lopez, P., 2024

3.6.2. Obtención de adsorbentes

3.6.2.1. Acondicionamiento de la materia prima

En el proceso de acondicionamiento de la materia prima, se siguió la metodología propuesta por el equipo de Peng, realizando algunas adaptaciones debido a las particularidades del tratamiento de la materia prima, en los que se incluye los residuos tanto del tocte como del aguacate. Estas modificaciones tales como el cortado, triturado y molido fueron necesarias para asegurar un proceso eficiente y optimizado debido a las características del material a utilizar (Peng et al., 2022 pág. 2). Se detalla en la tabla Tabla 3-4.

Tabla 3-4: Metodología para el acondicionamiento de la materia prima

Materiales, equipos y reactivos	Procedim	iento	Referencias
	Tocte	Aguacate	(Peng et al., 2022 pág. 2)
Materiales Residuos de tocte y aguacate Fundas Ziploc Martillo Cuchillo Equipos Molino manual Molino de martillos Estufa Reactivos Agua desionizada	 Eliminar lo sobrante de la nuez del endocarpio del tocte haciendo uso de un martillo. Lavar con agua desionizada el endocarpio obtenido. Secar la materia prima en una estufa a 80 °C por 24h. Triturar la materia prima en el molino de martillos. Moler la materia prima triturada hasta obtener un tamaño de partícula menor a 1 mm. Empacar y etiquetar en fundas ziploc. 	 Cortar en cubos de 1 cm de lado las pepas de aguacate (cotiledón). Lavar las pepas con agua desionizada. Secar la materia prima en una estufa a 80 °C por 24 h. Moler la materia prima hasta obtener un tamaño de partícula aproximada a 1mm. Empacar y etiquetar en fundas ziploc. 	

Realizado por: Lopez, P., 2024

3.6.2.2. Combinación de biocarbón con nanopartículas de Titanio

En el proceso de obtención de biocarbón combinado con nanopartículas de titanio, se adoptó la metodología propuesta por (Haider et al., 2017 pág.334) y (Murillo, 2015, pág.42), como se muestra en la Tabla 3-5; sin embargo, se llevaron a cabo ajustes sustanciales como omitir el proceso de filtrado después del calentado a 90°C, representando una integración innovadora que enriqueció significativamente la técnica original.

Tabla 3-5: Metodología para la combinación de biocarbón con nanopartículas de Titanio

Materiales, equipos y reactivos	Procedimiento	Métodos de ensayos
Materiales Polvo de residuos de tocte o aguacate Vasos de precipitación de 100 mL Tamiz Crisol Mortero y pistilo Matraz Kitasato Embudo Buchner Papel Filtro Mortero y pistilo Tamiz N° 230 de 63 um Equipos Balanza analítica Plancha de agitación magnètica Estufa Equipo de piròlisis Agitador Bomba al vacío Reactivos Etanol al 95 % Agua desionizada TiCl ₃	Se realiza el mismo procedimiento para el biocarbòn impregnado de tocte o aguacate Obtención de biocarbòn • Realizar la piròlisis bajo flujo de N2 a 400 °C por 3h de la muestra seca (200g). • Moler el biocarbón haciendo uso del mortero y pistilo. • Tamizar Combinación • Añadir gota a gota 15 mL de TiCl3 (20%) en 20 ml del disolvente (etanol), a esta mezcla se incorporará 65 mL de agua desionizada, este paso se debe realizar a temperatura ambiente y constante agitación. Además, la reacción se debe llevar a cabo en una campaña extractora debido a la cantidad de Cl2 y HCl liberados. • Adicionar el biocarbòn (100mL/10 g de carbón) y dejar agitando 2 h a °T ambiente. • Calentar sin agitar a 90 °C por 1h. • Enfriar la muestra por 1 h • Calcinar la muestra en una mufla a 400 °C por 1 h • Lavar con agua desionizada la muestra calcinada • Secar la muestra por 3h a 80 °C • Empacar el adsorbente en fundas ziploc	(Haider et al., 2017 pág.334) (Murillo, 2015, pág.42)

3.6.3. Caracterización de los adsorbentes

La caracterización de los adsorbentes abarcó diversas técnicas, incluida la determinación de la porosidad mediante densidades aparentes y reales, proporcionando información sobre la estructura interna del material, puesto que en el proceso de adsorción la porosidad juega un papel crucial al influir en la capacidad de retención de moléculas. La microscopía electrónica de barrido (SEM) permitió corroborar la obtención de nanopartículas y, la espectroscopía infrarroja por transformada de Fourier (FTIR) se empleó para evaluar la presencia de nanopartículas y biocarbón en cada adsorbente, identificando los grupos funcionales característicos y proporcionando información sobre las interacciones químicas.

3.6.4. Análisis en Microscopio electrónico de barrido (SEM)

Tabla 3-6: Metodología para análisis SEM de adsorbentes

Materiales y equipos	Metodología
Materiales	 Colocar el adsorbente en la placa de carbono Trasladar la placa de carbono con el adsorbente en el portaobjetos del equipo Capturar las imágenes necesarias del adsorbente Dimensionar partículas con el software Image J Generar un histograma con los datos obtenidos en el software anterior e ingresarlos a Origin para crear un histograma con el promedio de partículas Comparar con bibliografía

Realizado por: Lopez, P., 2024

3.6.5. Porosidad

 Tabla 3-7 : Metodología para determinar la porosidad de adsorbentes

Materiales, equipos y reactivos	Procedimiento	Métodos de ensayos
Materiales Vidrio reloj Probeta Espátula Papel Adsorbente Equipos Balanza analítica Picnómetro Reactivos Agua desionizada	 Pesar una probeta de 10 mL vacía. Agregar la cantidad necesaria de muestra hasta llegar a los 10 mL Pesar la probeta llena Pesar el picnómetro vacío y anotar su masa (mp) Añadir una cierta masa de adsorbente y anotar la masa del conjunto (mp+a) Cubrir el adsorbente con agua y enrasar. Pesar y anotar su masa (mp+a+w) Llenar el picnómetro de agua y enrasar. Pesar y anotar su masa (mp+a+w) Llenar el picnómetro de agua y enrasar. Pesar y anotar su masa (mp+w) (Ver ANEXO D y E). Porosidad Con los datos obtenidos de densidad, calcular la porosidad. 	(Atarés, 2015, págs. 3-5)

Realizado por: Lopez, P., 2024

$$\rho_{aparente} = \frac{m_{probeta+adsorbente} - m_{probeta}}{v_{aparente}}$$

Ecuación 3-1: Fórmula para calcular la densidad aparente

Donde:

- $m_{probeta+adsorbente}$: masa de la probeta con el adsorbente
- $m_{probeta}$: masa de la probeta vacía
- $v_{aparente}$: volumen alcanzado por el adsorbente

$$\rho_{real} = \frac{m_{p+a} - m_p}{\frac{m_{p+w} - \left[m_{p+a+w} - (m_{p+a} - m_p)\right]}{\rho_w}}$$

Ecuación 3-2: Fórmula para calcular la densidad real

Donde:

- m_{p+w} : Peso del picnómetro aforado con agua
- m_{p+a+w} : Peso del picnómetro con adsorbente aforado con agua desionizada
- m_{p+a} : Peso del picnómetro con adsorbente
- m_p : Peso del picnómetro vacío
- ρ_w : densidad del agua en g/ml

$$P = \frac{\rho_{real} - \rho_{aparente}}{\rho_{real}}$$

Ecuación 3-3: Fórmula para calcular la porosidad

Donde:

- ρ_{real} : Densidad real
- $\rho_{aparente}$: Densidad aparente

3.6.6. Análisis de espectroscopía infrarroja

Tabla 3-8: Metodología para espectroscopía infrarroja de adsorbentes

Materiales y equipos	Metodología		
Materiales	 Colocar el adsorbente en la placa del espectroscopio infrarrojo Poner en marcha el análisis Capturar las imágenes necesarias de los picos presentados del adsorbente y comparar con bibliografía 		

Realizado por: Lopez, P., 2024

3.6.7. Determinación de pH óptimo de remoción.

Este apartado desempeña un papel crucial en la evaluación de la influencia del pH en el proceso de adsorción. Para llevar a cabo este estudio, fue necesario recopilar muestras específicas que se ajusten a distintos niveles de pH (Ver ANEXO F), las cuales posteriormente fueron sometidas a análisis que permitieron comprender de manera más detallada cómo las variaciones en la acidez o alcalinidad afectan el proceso de adsorción del material en cuestión. Los resultados obtenidos en este análisis preliminar proporcionaron información esencial para avanzar a la siguiente fase de estudio. La metodología detallada para la obtención y análisis de estas muestras se encuentra presentada de manera sistemática en la Tabla 3-9.

Tabla 3-9: Metodología para determinar el pH óptimo de remoción

Materiales, Equipos y Reactivos	Procedimiento
Materiales	Este proceso se lo realizará por duplicado
AdsorbentesVasos de precipitación	 Preparar una solución de 200 mL (dividida en dos porciones iguales de 100
 Balón de aforo de 200 mL Piseta 	mL cada una para los adsorbentes de aguacate y tocte) con una concentración
• Jeringas	de 10 ppm de Hg.
 Tubos para recolección de muestras Etiquetas Equipos 	 Cada porción de 100 mL dividir en 4 partes y ajustar a los diferentes pH (2,5 y 7) con ácido nítrico o hidróxido de sodio,
 Espectroscopio de absorción atómica Reactivos Std. Hg NaOH HNO₃ Agua desionizada 	respectivamente. Introducir cada solución a un sistema de adsorción por lecho fijo, donde estará colocado 0,3 g de adsorbente Recolectar después de 2 h las nuestras para su análisis. Analizar las concentraciones iniciales y
Pashirada paw Lanaz P. 2024	finales del metal. • Seleccionar el mejor porcentaje de remoción

Realizado por: Lopez, P., 2024

3.6.8. Obtención de datos de remoción para el análisis estadístico

Con el fin de determinar el tratamiento más efectivo para la remoción del metal, se llevó a cabo un análisis estadístico de los datos recopilados de los tratamientos aplicados. La obtención de estos datos siguió la metodología detallada en la Tabla 3-10 (Ver ANEXO G).

Tabla 3-10: Metodología para la obtención de datos para el análisis estadístico

Materiales, Equipos y Reactivos	Procedimiento
Materiales	Este proceso se lo realizará por triplicado
 Adsorbentes 	• Preparar soluciones de 10,20,30 y 50 ppm
 Vasos de precipitación 	 Ajustar al pH óptimo de remoción de
Balones de aforo	CTTi y CATi, obtenido en resultados
• Piseta	anteriores
 Jeringas 	 Introducir cada solución a un sistema de
 Tubos para recolección de muestras 	adsorción por lecho fijo, donde estará
Etiquetas	colocado 0,3 g de adsorbente
•	• Recolectar las muestras en 5 tiempos
Equipos	diferentes (30,60,90,120,150 min.)
 Espectroscopio de absorción atómica 	 Determinar las concentraciones finales
Reactivos	del metal de cada muestra
	 Determinar el porcentaje de remoción de
• Std. Hg	cada muestra
• NaOH	 Realizar el análisis estadístico.
• HNO ₃	Seleccionar el mejor tratamiento
Agua desionizada	

Realizado por: Lopez, P., 2024

3.6.9. Determinación de cinética de adsorción

Partiendo del tratamiento que demostró ser más efectivo, se determinó la cinética de adsorción. Este proceso se llevó a cabo empleando las ecuaciones 2-1, 2-2 y 2-3. La elección de estas ecuaciones específicas se basó en la necesidad de evaluar cómo se ajusta la cinética de adsorción a diferentes órdenes, permitiéndonos así obtener un entendimiento más profundo de los mecanismos subyacentes. La aplicación de estas ecuaciones no solo nos proporcionó información sobre la cinética del proceso, sino que también permitió verificar a qué orden se ajusta. Esta determinación fue esencial para extraer conclusiones significativas acerca del comportamiento de la adsorción en relación con el tratamiento aplicado.

CAPÍTULO IV

4. MARCO DE ANÁLISIS E INTERPRETACIÓN DE RESULTADOS

4.1. Fase I

4.1.1. Obtención de nanopartículas

Se llevó a cabo la síntesis de nanopartículas de titanio mediante una serie de operaciones que incluyeron el mezclado de reactivos con proporciones dispuestas en bibliografía, agitado, calentado, enfriado, calcinado y empacado, como se detalla en la Ilustración 4-1. Estos procedimientos son equivalentes a los utilizados en la obtención de adsorbentes, con la diferencia de que en este caso no se añadió biocarbón (Ver ANEXO A). Esta modificación se implementó con el objetivo de asegurar una medición precisa del tamaño de partícula, ya que en el adsorbente la presencia del biocarbón interfiere en la medición de las nanopartículas.

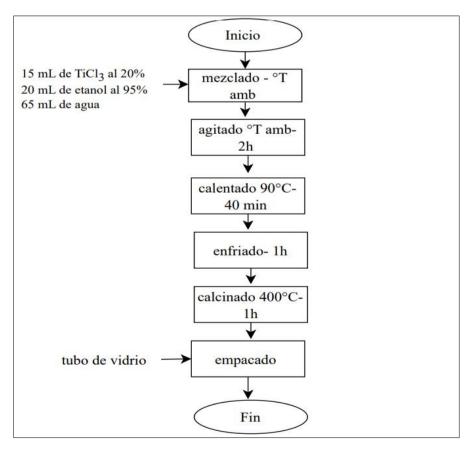


Ilustración 4-1: Diagrama de flujo de síntesis de nanopartículas de titanio

Realizado por: Lopez, P., 2024

4.1.2. Obtención de adsorbentes

Los adsorbentes fueron obtenidos a través de un proceso de tres etapas, que comprendió el acondicionamiento de los residuos, pirólisis y la combinación de estos en el proceso de síntesis de nanopartículas, se resume en la Ilustración 4-2 y 4-3 (Ver ANEXO B y C).

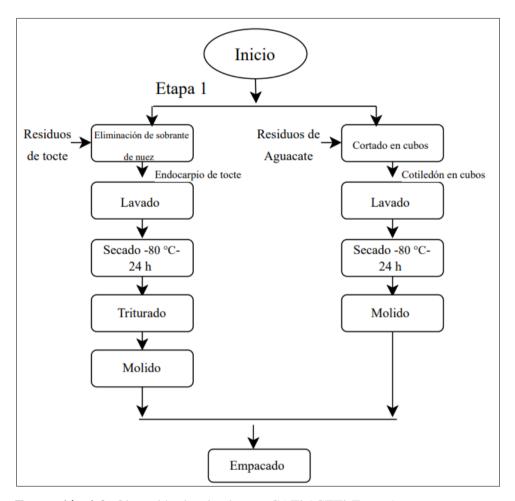


Ilustración 4-2: Obtención de adsorbentes CATi / CTTi-Etapa 1

Realizado por: Lopez, P., 2024

En la primera etapa de CATi se obtuvo el 80% de materia pretratada, dado que durante el proceso de trituración se produjeron considerables pérdidas; esto se evidencia al procesar 1000 g de residuos previamente lavados y secados, resultando en la adquisición de solo 200 g de endocarpio molido. Por otro lado, en la obtención de CTTi, se logró el 100% de materia pretratada, ya que no hubo pérdidas a lo largo de todo el proceso.

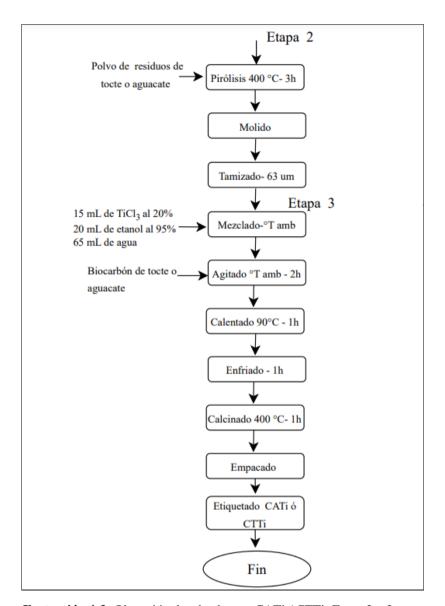


Ilustración 4-3: Obtención de adsorbentes CATi / CTTi -Etapa 2 y 3

En la segunda etapa, se tomaron 200 g de la materia pretratada de cada adsorbente y se pirolizaron, obteniéndose 54,2 g, lo que equivale al 72,9% de biocarbón. Por último, en la tercera etapa, se utilizaron 10 g del biocarbón y se combinaron con las proporciones de reactivos según bibliografía, obteniéndose aproximadamente 12,175 g de cada adsorbente. Con estos resultados se concluye que 10 gramos de biocarbón contienen 2,175 g de nanopartículas de titanio o que cada gramo tiene 0,2175 g.

4.1.3. Caracterización de adsorbentes

4.1.3.1. Resultados e interpretación de SEM de nanopartículas de titanio

En este estudio, se empleó el método de síntesis conocido como sol-gel. En este proceso, se utilizó TiCl₃ como precursor y etanol al 95% como solvente, la fase de calcinación a 400 °C durante 1 hora resultó en la obtención de nanopartículas cuasi-esféricas, las cuales se presentan aglomeradas, como se puede apreciar en la Ilustración 4-4 (A).

En la Ilustración 4-4 (B), se presenta una imagen de las partículas con una menor resolución debido al aumento, lo que permite una determinación más precisa del tamaño; se recopilaron 40 conjuntos de datos de diferentes puntos utilizando el software Image J, estos datos fueron posteriormente ingresados en el software Origin para generar un histograma (Ilustración 4-4 (C)), resultando en un tamaño de partícula promedio de 56.2 nm, la variabilidad de tamaños se atribuye a que la metodología utilizada para la síntesis no permitió un control preciso del tamaño.

Para comparar el tamaño de partícula obtenido mediante el método utilizado en este trabajo, se pueden considerar como referencia los resultados de (Haider et al., 2017 pág.334), quienes también emplearon el método sol-gel, etanol como solvente y una calcinación a 400 °C, aunque con la diferencia de que utilizaron TiCl₄ como precursor. En su investigación, obtuvieron un tamaño de partícula de 70 a 80 nm, valores mayores a los obtenidos en esta investigación. En el caso de (Mosquera et al. 2015), se utilizó TiOSO4 y se observó que las partículas obtenidas eran de hasta 10 nm, valores inferiores a los mencionados anteriormente. Con esto, se puede afirmar que el proceso empleado en este trabajo permite obtener partículas con un tamaño en la escala nano.

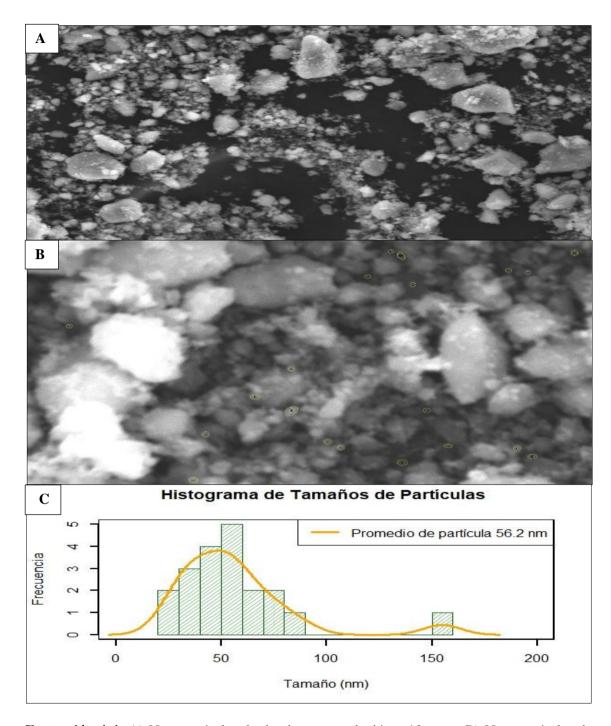


Ilustración 4-4: A) Nanopartículas de titanio con resolución a 10 um , B) Nanopartículas de titanio con resolución a 2 um con dimensionamiento en image J , C) Histograma de nanopartículas obtenido en Origin

4.1.3.2. Cálculos de porosidad de adsorbentes

• Aplicación de ecuación 3-1

Adsorbente – CATi

- $m_{probeta+adsorbente} = 32,28 \text{ g}$
- $m_{probeta} = 26,72 \text{ g}$
- $v_{aparente} = 9,95 \text{ mL}$

Densidad aparente = 0.56 g/mL

Adsorbente – CTTi

- $m_{probeta+adsorbente} = 32,08 \text{ g}$
- $m_{probeta} = 26,69 \text{ g}$
- $v_{aparente} = 10 \text{ mL}$

Densidad aparente = 0.54 g/mL

Aplicación de la ecuación 3-2

Adsorbente – CATi

- $m_{n+w} = 23,44 \text{ g}$
- $m_{p+a+w} = 23,87 \text{ g}$
- $m_{p+a} = 14,87 \text{ g}$
- $m_p = 12,86$
- $\rho_w = 0.997 \text{ g/mL}$

 $Densidad\ real = 1,27\ g/mL$

Adsorbente – CTTi

- $m_{p+w}=23,43 \text{ g}$
- $m_{p+a+w} = 23,97 \text{ g}$
- $m_{p+a} = 14,84 \text{ g}$

- $m_p = 12,86 \text{ g}$
- $\rho_w = 0.997 \text{ g/mL}$

$$Densidad\ real = 1,37\ g/mL$$

Aplicación de la ecuación 3-3

Adsorbente - CATi

- ρ_{real} = 1,27 g/mL
- $\rho_{aparente} = 0.56 \text{ g/mL}$

$$Porosidad = 0.56 \frac{g}{mL} = 56 \%$$

Adsorbente - CTTi

- ρ_{real} = 1,37 g/mL
- $\rho_{anarente} = 0.54 \text{ g/mL}$

$$Porosidad = 0.61 \frac{g}{mL} = 56 \%$$

4.1.3.3. Resultados e interpretación de porosidad de adsorbentes

Tabla 4-1: Porosidad de adsorbentes

Porosidad (%)		
CATi	CTTi	
56	61	

Realizado por: Lopez, P., 2024

Como se muestra en la Tabla 4-1, la porosidad de los adsorbentes CATi y CTTi fue de 56% y 61%, respectivamente. Estos valores son menores que la porosidad del carbón activado establecida por (Perry, 1999, Pág. 1505). que es de 70%. Esta diferencia en los valores de porosidad puede influir en el proceso de adsorción, ya que, según los fundamentos teóricos, la adsorción se produce principalmente en el interior de las partículas, específicamente sobre las paredes de los poros en ubicaciones particulares (Tejada et al., 2015 pág.113). En consecuencia, la menor porosidad observada en CATi y CTTi podría impactar la retención de iones metálicos, ya que se espera que, a mayor porosidad, existan más sitios activos disponibles para este proceso (Cabrera y Arévalo, 2017 pág.108).

4.1.3.4. Resultados e interpretación de FT-IR de adsorbentes

De acuerdo con lo establecido por (Escalante et al., 2016 pág. 370), el biocarbón típicamente está conformado por estructuras aromáticas, alifáticas y carboxílicas. En este estudio, se identificaron diversas series de grupos funcionales como se observa en la Ilustración 4-5: las vibraciones de estiramiento simétrico y asimétrico de los grupos alifáticos C-H (2971-2857 y 2984-2853); las vibraciones de estiramiento de los grupos carboxilos C=O (1776-1702 y 1768-1711); y las vibraciones de estiramiento C=C de los grupos aromáticos (1641 y 1610), correspondientes a CATI y CTTi respectivamente. Estos valores mencionados respaldan la presencia de biocarbón en el adsorbente, y además, son cercanos a los resultados obtenidos en la investigación de (Canales, 2017, pág. 88).

Por otro lado, de acuerdo con los estudios de (Ortega et al., 2020 pág.100) y (Praveen et al., 2014 pág.624), los picos característicos de las nanopartículas de titanio indican la presencia de la fase anatasa de TiO2 en el rango de 500-800 cm-1. En la presente investigación, se observa claramente este fenómeno, destacando los picos a 523 y 540 cm-1 (para CATi y CTTi, respectivamente), que corresponden a la vibración del enlace Ti-O-Ti. Además, la banda asociada a las vibraciones Ti-O, descrita entre 2270 y 600 cm-1, se registra en este trabajo en 2344 y 2343 para las muestras respectivas. Estos resultados respaldan la formación de dichos enlaces durante el desarrollo de las reacciones.

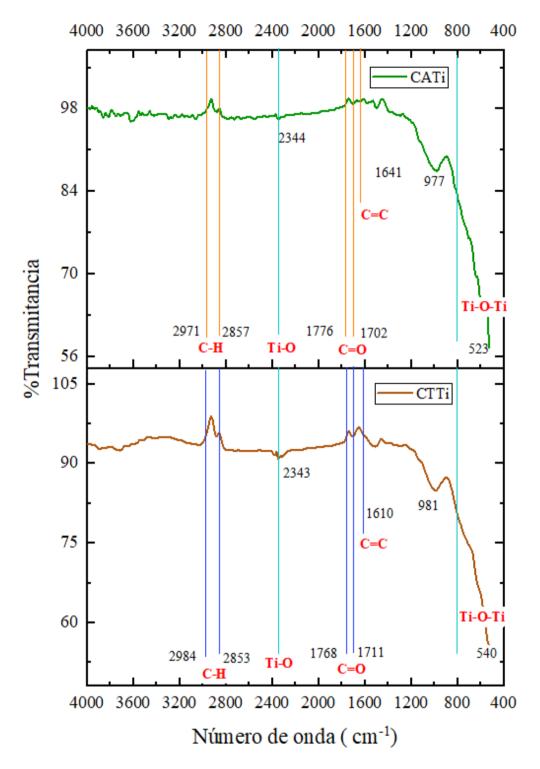


Ilustración 4-5: FT-IR de CATi y CTTi

4.2. Fase II

4.2.1. Determinación del pH óptimo de remoción

La variación del pH ejerce una influencia significativa en el proceso de adsorción, que puede explicarse de la siguiente manera: en condiciones ácidas, los iones de H+ se unen a grupos funcionales con carga positiva, inhibiendo así la unión de cationes metálicos. A medida que el pH de la disolución se desplaza hacia la basicidad, los grupos funcionales adquieren una carga negativa, facilitando la adsorción de iones metálicos.

En la Tabla 4-2, se presentan los resultados en relación con el pH (Ver ANEXO H), destacando que la máxima eficiencia en la remoción de mercurio se logra a un pH de 7. En este punto, se alcanzan tasas de eliminación del 98.8901% y 99.1721% para CTTi y CATi, respectivamente. Estos resultados concuerdan con la investigación realizada por (Sánchez et al., 2023 pág.10), donde se obtuvieron respuestas similares en términos de remoción.

Tabla 4-2: Resultados de pH óptimo de remoción

	CTTi					
pН	Ci	Cf (t	% R			
hm	(ug/L)	R1	R2	/0 K		
pH2		474,7814	247,8914	96,3866		
pH5	10000	253,9956	226,5457	97,5973		
pH7		118,2441	103,7425	98,8901		
		CATi				
pН	Ci	Cf (t	ıg/L)	%R		
þm	(ug/L)	R1 R2		70 K		
pH2		602,4609	603,4331	93,9705		
pH5	10000	187,4129	405,3553	97,0362		
pH7		114,0000	51,5835	99,1721		

Realizado por: Lopez, P., 2024

Es importante señalar que, si bien la eficiencia de remoción tiende a aumentar con el aumento del pH como se observa en la Ilustración 4-6, se decidió fijar un valor máximo de pH en 7, siguiendo las recomendaciones de (Tamay, 2019, pág. 26). Esto se debe a que valores superiores podrían dañar la estructura del adsorbente, y además los iones metálicos podrían precipitar o formar complejos hidroxilo, perjudicando así el proceso de adsorción, según lo señalado por (Huang et al., 2016 pág.4). Con base en esta descripción y los resultados presentados en la Tabla 4-2, se seleccionó un pH inicial de 7 como el valor óptimo para la siguiente fase de investigación.

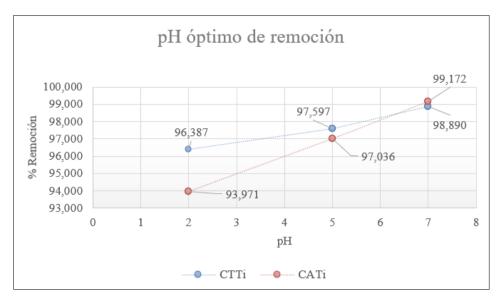


Ilustración 4-6: Influencia de pH en remoción

4.3. Fase III

Todos los resultados presentados en esta fase se pueden corroborar en los ANEXOS: I, J, K, L, M, N y O.

4.3.1. Resultados de remoción a diferentes tiempos y concentración

Para evaluar la capacidad de adsorción, también se llevaron a cabo pruebas utilizando exclusivamente el biocarbón de cada residuo, designados como CA y CT. Estas pruebas se ejecutaron bajo las mismas condiciones aplicadas a CATi y CTTi, utilizando 0,3 g de material adsorbente en un sistema de lecho fijo. En este sistema, las soluciones con concentraciones de 10.000, 20.000, 30.000 y 50.000 ug/L (10,20,30 y 50 ppm respectivamente) se ajustaron al pH 7, que demostró una mayor adsorción en la fase anterior del experimento, recolectándose muestras en intervalos de 30, 60, 90, 120 y 150 minutos, tal como se describe en el Capítulo III.

Tabla 4-3: Resultados de adsorción de Hg con CA

CA										
	pH7									
Cantidad de adsorbente (g)	Ci (ug/L)	Tiempo (min)	Cf (ug/L)	%R						
		30	108,2279	98,9177						
		60	97,8424	99,0216						
0,3	10000	90	96,9088	99,0309						
		120	80,4184	99,1958						
		150	80,3787	99,1962						
	20000	30	171,9839	99,1401						
		60	129,8794	99,3506						
0,3		90	117,1603	99,4142						
		120	109,1874	99,4541						
		150	90,4056	99,5480						
		30	562,6949	98,1244						
	30000	60	377,6956	98,7410						
0,3		90	367,4770	98,7751						
		120	337,3511	98,8755						
		150	292,3684	99,0254						
		30	700,4520	98,5991						
		60	650,6040	98,6988						
0,3	50000	90	623,6420	98,7527						
		120	510,7880	98,9784						
D - 1 - 1 I		150	502,3210	98,9954						

En primer lugar, los resultados correspondientes al adsorbente CA se presentan en la Tabla 4-3, donde se detalla el porcentaje de Hg adsorbido y el cambio en la concentración de Hg en comparación con cada concentración inicial. Se observa que al emplear una concentración inicial de 10.000 ug/L, se logra un porcentaje de remoción del 99.1962% en 150 minutos. También, se nota que a medida que la concentración inicial aumenta, la capacidad de remoción disminuye, alcanzando un 98.9954% con 50,000 ug/L.

En segundo lugar, se observa que el adsorbente CATi exhibe un elevado porcentaje de adsorción del 99,7942 % a una concentración inicial de 30.000 ug/L, así como un ligero descenso en el porcentaje de 99,7834 % a una concentración inicial de 50.000 ug/L en 120 min. Además, a concentraciones bajas, no se evidencia una diferencia significativa en la capacidad de adsorción en los últimos tiempos. No obstante, conforme aumenta la concentración, como en los casos de 30.000 y 50.000 ug/L, se nota una saturación más rápida del material adsorbente. Estos resultados se corroboran en la Tabla 4-4.

Tabla 4-4: Resultados de adsorción de Hg con CATi

	CATi						
			pH7				
Cantidad de adsorbente	Ci (ug/L)	Tiempo (min)	Cf (ug/L)			%R	
(g)	(· · · · · · · · · · · · · · · · · · ·		R1	R2	R3		
		30	42,7169	39,6800	30,6376	99,6232	
		60	28,8195	35,1170	30,9419	99,6837	
0,3	10000	90	27,1463	29,6200	27,3878	99,7195	
		120	22,1344	25,2946	24,3864	99,7606	
		150	22,0696	21,7338	22,2029	99,7800	
		30	134,0067	109,3167	145,3627	99,3522	
	20000	60	89,2183	62,9828	101,9584	99,5764	
0,3		90	65,5235	48,1972	77,6973	99,6810	
		120	48,4526	43,8479	64,1196	99,7393	
		150	43,6405	42,2487	52,6290	99,7691	
		30	136,9288	112,2455	120,2255	99,5896	
		60	94,0829	73,0826	90,235	99,7140	
0,3	30000	90	76,0764	68,9487	73,2843	99,7574	
		120	65,5912	58,7272	60,9456	99,7942	
		150	64,8002	67,5697	77,4367	99,7669	
		30	229,5611	245,5718	230,6254	99,5295	
		60	164,3374	119,7238	130,7462	99,7235	
0,3	50000	90	129,7749	96,0340	110,7524	99,7756	
	20000	120	127,3590	92,4305	105,1234	99,7834	
D. P. J.		150	226,9133	172,3179	140,3424	99,6403	

En tercer lugar, según la información detallada en la Tabla 4-5, se destaca que el adsorbente CT presenta una notable capacidad de adsorción. Este alcanza un porcentaje del 92,6672% a una concentración inicial de 10,000 ug/L en un lapso de 120 minutos. Además, se observa que, a una concentración inicial más elevada, de 50,000 ug/L, el porcentaje de adsorción sigue siendo significativo, alcanzando el 83,0825% en un tiempo reducido de 30 minutos.

Tabla 4-5: Resultados de adsorción de Hg con CT

	CT							
		pH7						
Cantidad de adsorbente (g)	Ci (ug/L)	Tiempo (min)	Cf (ug/L)	%R				
		30	997,2356	90,0276				
		60	987,4182	90,1258				
0,3	10000	90	897,4311	91,0257				
		120	733,2772	92,6672				
		150	855,9216	91,4408				
	20000	30	2709,4190	86,4529				
0,3		60	2552,9240	87,2354				
		90	2790,6740	86,0466				
		120	2609,5790	86,9521				
		150	2303,5040	88,4825				
	60 4694,0	30	4232,3960	85,8920				
		4694,0360	84,3532					
0,3		90	4320,1790	85,5994				
		120	3775,8910	87,4137				
		150	4680,8010	84,3973				
		30	8458,7470	83,0825				
0,3		60	5747,6480	88,5047				
	50000	90	6358,5450	87,2829				
		120	4793,6410	90,4127				
2 11 1		150	7224,2670	85,5515				

Finalmente, el adsorbente CTTi exhibió su máximo porcentaje de adsorción con una concentración inicial de 10,000 ug/L, logrando un valor del 99.8691% en un período de 150 minutos. Este porcentaje experimenta una ligera disminución a 99.3568% cuando la concentración inicial se eleva a 20,000 ug/L en tan solo 30 minutos, según se detalla en la Tabla 4-6. Cabe destacar que, a todas las concentraciones evaluadas, no se percibe una diferencia significativa en la capacidad de adsorción en los últimos tiempos, indicando que el material no alcanza su saturación hasta una concentración de 50,000 ug/L.

Tabla 4-6: Resultados de adsorción de mercurio con CTTi

	CTTi						
			pH7				
Cantidad de adsorbente	Ci (ug/L)	Tiempo (min)	Cf (ug/L)			%R	
(g)	(· · · · · · · · · · · · · · · · · · ·		R1	R2	R3		
		30	53,4050	50,1050	49,1134	99,4913	
		60	34,9040	33,7040	47,3252	99,6136	
0,3	10000	90	19,5584	18,5589	13,2350	99,8288	
		120	18,7736	17,3214	11,3124	99,8420	
		150	15,6219	13,2129	10,4245	99,8691	
		30	154,5679	100,8317	130,5425	99,3568	
	20000	60	101,0000	66,6808	98,3452	99,5566	
0,3		90	74,7344	68,1445	69,1240	99,6467	
		120	63,7152	47,1731	58,2450	99,7181	
		150	62,5957	38,46,49	47,1245	99,7257	
		30	186,0903	199,6791	186,0903	99,3646	
		60	132,8896	121,4655	132,8896	99,5697	
0,3	30000	90	72,6355	85,0169	72,6355	99,7441	
		120	70,4876	76,2966	70,4876	99,7586	
		150	49,9878	56,0977	49,9878	99,8266	
		30	284,6770	350,0000	203,0017	99,4415	
		60	151,2639	270,0000	168,4972	99,6068	
0,3	50000	90	113,5097	105,3250	100,8307	99,7869	
		120	86,6852	100,5840	112,6169	99,8001	
D. P. L		150	75,4197	60,0000	92,5668	99,8480	

4.3.2. Análisis estadístico

En este apartado para poder realizar comparaciones entre los distintos adsorbentes y determinar el tratamiento más efectivo, se emplearon dos técnicas de análisis: la prueba T de dos muestras y el diseño de bloques completos al azar (DBCA). Estas evaluaciones se llevaron a cabo utilizando la plataforma estadística Minitab. Se empleó un intervalo de confianza del 95% para establecer tanto la hipótesis nula como la alternativa en el análisis estadístico. La falta de una diferencia significativa se evidencia al satisfacer la hipótesis nula, mientras que la presencia de una diferencia estadísticamente relevante se confirma al cumplirse la hipótesis alternativa. La toma de decisión para aceptar o rechazar estas hipótesis se basa en los valores de probabilidad asociados; la hipótesis nula se acepta si p > 0,05, y la hipótesis alternativa se acepta si p < 0,05.

4.3.2.1. Prueba T de dos muestras

El análisis T de dos muestras se realizó en casos específicos, empleando los datos de las Tabla 4-3 y Tabla 4-4 para CA y CATi; las Tabla 4-5 y Tabla 4-6 para CT y CTTi; y finalmente, las Tabla 4-4 y Tabla 4-6 para CATi y CTTi. Este análisis se llevó a cabo con el propósito de validar las siguientes las siguientes hipótesis:

- Ho: Los adsorbentes no generan diferencias en la capacidad de remoción de mercurio.
- H_A: Los adsorbentes generan diferencias en la capacidad de remoción de mercurio.

Tabla 4-7: Estadísticos descriptivos de CA-CATi

Adsorbente	N	Media	Desv.Est.	Error estándar de la media
CA	20	98,992	0,334	0,075
CATi	20	99,688	0,110	0,025

Realizado por: Lopez, P., 2024

Tabla 4-8: Resultados de prueba para CA-CATi

Valor T	GL	Valor p
-8,85	23	0,000

Realizado por: Lopez, P., 2024

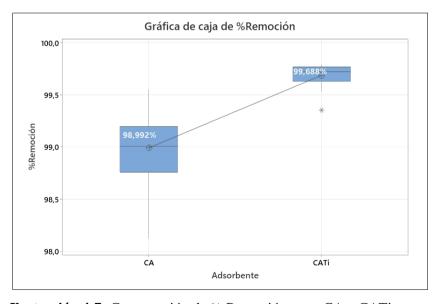


Ilustración 4-7: Comparación de % Remoción entre CA y CATi

Realizado por: Lopez, P., 2024

En el primer caso, según los resultados de la Tabla 4-8, se observa que el valor p es menor a 0,05 (0,000 < 0,05). En consecuencia, se procede a rechazar la hipótesis nula y aceptar la alternativa; esto indica que si existen diferencias significativas en la capacidad de remoción entre los adsorbentes empleados, esto se respalda al analizar la Ilustración 4-7, donde se aprecia claramente que CATi logra una media en porcentaje de remoción de 99,688% superior en comparación con CA que registra un valor de 98,992%.

Tabla 4-9: Estadísticos descriptivos de CT-CTTi

Adsorbente	N	Media		Error estándar de la media
CT	20	87,65	2,62	0,59
CTTi	20	99,670	0,163	0,036

Realizado por: Lopez, P., 2024

Tabla 4-10: Resultados de prueba para CT-CTTi

Valor T	GL	Valor p
-20,46	19	0,000

Realizado por: Lopez, P., 2024

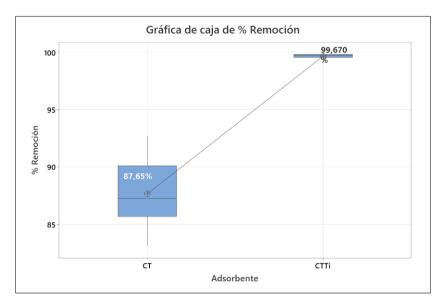


Ilustración 4-8: Comparación de % de Remoción entre CT y CTTi

Realizado por: Lopez, P., 2024

En el segundo caso, de acuerdo con los resultados de la Tabla 4-10, se observa que el valor p es menor a 0.05 (0.000 < 0.05), similar al caso anterior. Por ende, se procede a rechazar la hipótesis nula y aceptar la alternativa, indicando la existencia de diferencias significativas en la capacidad de remoción entre los adsorbentes utilizados. Esto se respalda al analizar la Ilustración 4-8, donde

se evidencia claramente que CTTi logra una media de porcentaje de remoción de 99,670% superarando a CT que presenta un valor de 87,65%.

Tabla 4-11: Estadísticos descriptivos de CATi-CTTi

Adsorbente	N	Media	Desv.Est.	Error estándar de la media
CATi	20	99,688	0,110	0,025
CTTi	20	99,670	0.163	0,036

Realizado por: Lopez, P., 2024

Tabla 4-12: Resultados de prueba para CATi-CTTi

Valor T	GL	Valor p	
0,41	33	0,682	

Realizado por: Lopez, P., 2024

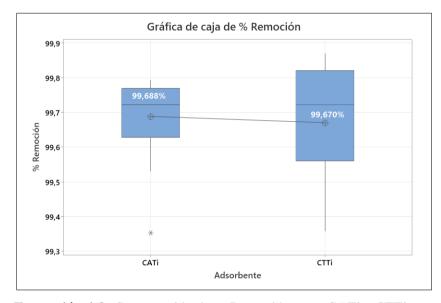


Ilustración 4-9: Comparación de % Remoción entre CATi y CTTi

Realizado por: Lopez, P., 2024

En el tercer caso, según los resultados de la Tabla 4-12, se destaca que el valor p es mayor a 0.05 (0.685 > 0.05). Por lo tanto , se procede a aceptar la hipótesis nula y rechazar la alternativa, indicando que ambos adsorbentes se comportan de manera similar. En otras palabras, no existen diferencias significativas en la capacidad de remoción entre los adsorbentes utilizados. Esto se aprecia en la Ilustración 4-9, donde CATi logra una media de porcentaje de remoción de 99.688% siendo similar al valor de CTTi que presenta un valor de 99.670%.

4.3.2.2. Análisis DBCA

Con los resultados de la Tabla 4-4 y Tabla 4-6 se realizó un diseño de bloques completos al azar para CATi y CTTi respectivamente. En este contexto, se formularon las siguientes hipótesis:

- Ho: Las concentraciones no generan diferencias en la capacidad de remoción de mercurio.
- H_A: Al menos una concentración genera diferencias en la capacidad de remoción de mercurio.

Tabla 4-13: Análisis de Varianza (ANOVA) para CATi

Fuente	GL	SC Sec.	Contribución	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Concentración	3	0,03062	13,23%	0,03062	0,010207	2,61	0,100
Tiempo	4	0,15398	66,50%	0,15398	0,038495	9,84	0,001
Error	12	0,04694	20,27%	0,04694	0,003912		
Total	19	0,23154	100,00%				

Realizado por: Lopez, P., 2024

Los resultados de la Tabla 4-13 describe que en el caso de CATi, no hay diferencias significativas en la capacidad de remoción de mercurio entre las concentraciones puesto que el valor de p es mayor a 0,05 (0,10 > 0,05), por lo tanto, se aprueba la hipótesis nula. Adicionalmente, se observa que la capacidad adsorbente de mercurio está influenciada en un 13,23 % por las concentraciones aplicadas, mientras que el tiempo de contacto entre la solución de mercurio y el adsorbente contribuye significativamente con un 66,50 % a la variación observada.

Tabla 4-14: Mejor tratamiento para CATi con método LSD de Fisher

Concentración	N	Media	Agrup	oación
30000	5	99,7244	Α	
10000	5	99,7134	A	
50000	5	99,6905	A	В
20000	5	99,6236		В

Realizado por: Lopez, P., 2024

El tratamiento más efectivo utilizando CATi se logra con una concentración de 30000 ug/L o 30 ppm. Este resultado se fundamenta en la información presentada en la Tabla 4-14, donde se destaca que las condiciones de adsorción más favorables son aquellas que muestran la media más alta, en este caso, 99,7244 %. Aunque no existe una diferencia estadísticamente significativa con respecto a la concentración de 10000 ug/L y 50000 ug/L, lo que se puede afirmar es que dicha concentración proporciona la mejor remoción de mercurio.

Tabla 4-15: Análisis de Varianza (ANOVA) para CTTi

				SC	MC	Valor	Valor
Fuente	GL	SC Sec.	Contribución	Ajust.	Ajust.	F	p
Concentración	3	0,046385	9,16%	0,046385	0,015462	25,44	0,000
Tiempo	4	0,452482	89,40%	0,452482	0,113121	186,14	0,000
Error	12	0,007292	1,44%	0,007292	0,000608		
Total	19	0,506160	100,00%				

De acuerdo con los resultados de la Tabla 4-15 el valor de p es menor a 0,05 (0,000< 0,05), por lo tanto, se rechaza la hipótesis nula y se acepta la hipótesis alternativa, la cual indica que en el caso de CTTi si existen diferencias significativas en la capacidad de remoción de mercurio entre las concentraciones empleadas. Además, se observa que la capacidad adsorbente de mercurio está influenciada en un 9,16 % por las concentraciones aplicadas, mientras que el tiempo de contacto entre la solución de mercurio y el adsorbente contribuye significativamente con un 89,40 %.

Tabla 4-16: Mejor tratamiento para CTTi con método LSD de Fisher

Concentración	N	Media	Agrupación		ón
10000	5	99,7289	Α		
50000	5	99,6967	A		
30000	5	99,6527		В	
20000	5	99,6008			С

Realizado por: Lopez, P., 2024

Por otra parte, el tratamiento más eficiente para CTTi se logra con una concentración de 10000 ug/L o 10 ppm. Este resultado se fundamenta en la información presentada en la Tabla 4-16, donde se destaca que las condiciones de adsorción más favorables son aquellas que muestran la media más alta, en este caso 99,7289 %. Aunque no existe una diferencia estadísticamente significativa con respecto a la concentración de 50000 ug/L o 50 ppm, lo que sí se puede afirmar con certeza es que dicha concentración proporciona la mejor remoción de mercurio.

4.4. Fase IV

4.4.1. Cinética de adsorción

El estudio cinético se lo realizó con los datos previos, los cuales incluyen un pH 7 en la solución, concentraciones iniciales de 30000 ug/L y 10000 ug/L para CATi y CTTi respectivamente. Además, se consideró una masa de adsorbente de 0.3 g y un volumen de solución a tratar de 25mL.

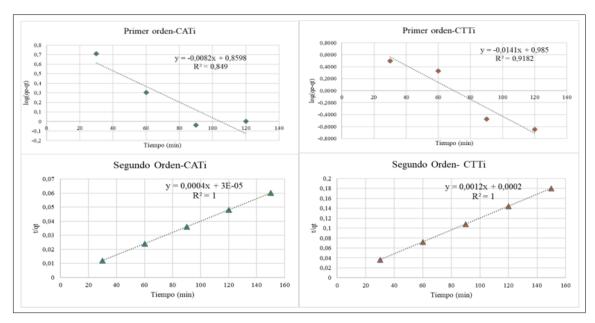


Ilustración 4-10: Ajuste lineal de modelos cinéticos de adsorción de Hg para CATi y CTTi **Realizado por:** Lopez, P., 2024

Del ajuste linealizado se puede apreciar en la Ilustración 4-10: Ajuste lineal de modelos cinéticos de adsorción de Hg para CATi y CTTi Ilustración 4-10 que los dos adsorbentes de ajustan mejor al segundo orden con un coeficiente de correlación de 1. Este resultado sugiere que la velocidad de la interacción entre el adsorbato y el adsorbente está predominantemente influenciada por interacciones de orden químico (Marimon, 2020, pág.68); en otras palabras, las velocidades están directamente relacionadas al cuadrado de los sitios activos favorables (Pastrana y Mora, 2017 pág. 34). Adicionalmente, la obtención de tiempos necesarios para la remoción de mercurio a través de las ecuaciones linealizadas aportó una información valiosa, se obtuvo un tiempo de 119, 4253 minutos para CATi y 127,1917 minutos para CTTi, estos resultados, presentados en la Tabla 4-17 proporcionan una medida cuantitativa del periodo requerido para alcanzar niveles significativos de remoción de mercurio con los respectivos adsorbentes.

Tabla 4-17: Parámetros de cinética de segundo orden y t óptimo para remoción

CATi				
qe (ug/g)	2500,0000			
k2 (ug/g*min)	0,0053			
t óptimo de remoción	119,4253			
	CTTi			
qe (ug/g)	833,3333333			
k2 (ug/g*min)	0,0072			
t óptimo de remoción	127,1917			

Realizado por: Lopez, P., 2024

4.5. Discusión de resultados

Tras concluir todas las etapas de la investigación destinada a determinar la capacidad de adsorción del biocarbón derivado de residuos de tocte y aguacate combinado con nanopartículas de titanio para la remoción de mercurio, se destaca la importancia del tamaño de partícula en este proceso puesto que, un menor tamaño de partícula asegura una mayor área superficial, facilitando así el contacto efectivo entre el adsorbato y el adsorbente (Erazo, 2018, pág. 56), es por ello que el biocarbón antes de integrarse en la síntesis de nanopartículas fue molido y tamizado por una malla de 63 um. Además, se empleó el método sol-gel para obtener partículas de titanio a escala nano que según la (INSHT, 2015, pág. 7), se deben encontrar en un rango de 1-100nm, los resultados de este estudio indicaron un tamaño de 56,2 nm identificado mediante SEM, lo cual es significativo en términos nanométricos. En consecuencia, los adsorbentes (CATi y CTTi) estuvieron compuestos por tamaños de 63 um y 52,6 nm.

La porosidad de 56% y 61% para CATi y CTTi respectivamente proporciona información sobre la cantidad de sitios activos disponibles en los adsorbentes (Cabrera y Arévalo, 2017 pág. 108). No obstante, al comparar estos resultados con la porosidad del carbón activado, que alcanza un 70% según (Perry, 1999, Pág. 1505), se observa que los materiales obtenidos presentan una porosidad ligeramente inferior. Por otro lado, los resultados FTIR demostraron picos representativos en 2971-2857 y 2984-2853 cm-1; 1776-1702 y 1768-1711 cm-1; 1641 y 1610 cm-1; 523 y 540 cm-1; 2344 y 2343 cm-1 correspondientes a CATi y CTTi respectivamente que evidenciaron la existencia de biocarbón y nanopartículas de titanio en fase anatasa en los adsorbentes preparados.

El pH del adsorbato desempeña un papel fundamental en los procesos de adsorción, en el caso de cationes se ve favorecida en valores de pH superiores a 4.5 (Tejada et al., 2015 pág. 113). Durante el análisis realizado, se presentó una mayor remoción de mercurio a un de pH 7, lo cual es aceptable por lo mencionado previamente. Realizando la comparación con lo establecido por (Sánchez et al., 2023 pág. 10), en el que se utilizó magnetita impregnada sobre piedra pómez ,se obtuvo una remoción del 99,83% a un pH de 7, lo cual, coincide con los valores obtenidos en la ejecución del presente estudio.

Al incorporar las nanopartículas al biocarbón la capacidad de adsorción no aumenta significativamente, lo cual se refleja al comparar las medias de remoción de CA con CATi, donde las nanopartículas solo aumentan la capacidad en 0.6958 % pasando de 98,9922% a 99,688 % respectivamente; sin embargo, en CT con CTTi, se observa un incremento mayor, pasando de

87,65 % a 99,670 %, respectivamente. Estos resultados son superiores a los estudios realizados por (Dou y Chen, 2011 págs. 261-263) puesto que alcanzaron una remoción de 65% de mercurio utilizando solo nanopartículas de TiO₂, dicha diferencia se debería al proceso de síntesis de nanopartículas utilizando alcóxidos y a las pruebas efectuadas bajo radiación UV que acelerarían los procesos de reacción. Este enfoque difiere del utilizado en este estudio, que se basó en el uso de sales para la síntesis y el proceso de adsorción fue por lecho fijo, centrado en la capacidad de un adsorbente para retener contaminantes en su superficie.

Además, los resultados son ligeramente superiores a los obtenidos en el estudio de (Zhang et al., 2019 pág. 9), donde el biocarbón derivado de diversas fuentes vegetales (trigo, maíz, frijol negro, mijo, tabaco y paja de arroz) logró una remoción 95,5%. El empleo de biocarbón se establece como una solución eficaz para abordar la problemática del mercurio, destacándose por su notable capacidad de adsorción, tal como evidencian los resultados de este estudio. Esta opción prescinde del uso de nanopartículas, lo que no solo simplifica el proceso, sino que también conlleva beneficios económicos considerables al reducir costos asociados a la síntesis y aplicación de materiales más complejos. Asimismo, al derivarse de fuentes renovables, el biocarbón se alinea con principios de sostenibilidad, presentando una alternativa ambientalmente amigable.

La diferencia en la capacidad de remoción entre CATi y CTTi es mínima, aproximadamente un 0.0045%, según las medias obtenidas mediante el método LSD para concentraciones de 30000 ug/L y 10000 ug/L, respectivamente (99.7244% y 99.7289%). Estos resultados indican que CTTi logra una remoción ligeramente superior a CATi, lo cual es coherente considerando la mayor porosidad de CTTi. Sin embargo, es relevante señalar que, a pesar de esta ligera ventaja en remoción, CATi exhibe la capacidad de trabajar eficazmente incluso con concentraciones más elevadas que CTTi.

La adsorción de mercurio se destaca por mostrar una fuerte afinidad hacia los adsorbentes (Marimon, 2020, pág.72), y este comportamiento se ajusta de manera notable al modelo de segundo orden, evidenciado por un coeficiente de correlación de 1. Este fenómeno de reacción es similar con estudios previos, como el realizado por (Melgar, 2010, pág. 36), que empleó nanopartículas de titanio para la remoción de mercurio, así como con investigaciones de (Obregón et al., 2020 pág. 70) utilizando carbón activado y (Castillo, 2022, pág.52) que usó biocarbón para remover arsénico y plomo .Este ajuste indica que para ambos casos, la etapa determinante es la reacción de adsorción propiamente dicha y no la transferencia de masa como se da en el caso del modelo de primer orden (Castro et al., 2013 pág. 64) .

Los tiempos necesarios para la remoción de mercurio: 119, 4253 minutos para CATi y 127,1917 minutos para CTTi, son semejantes a los obtenidos en la experimentación, esto indica que a mayor tiempo de contacto mayor capacidad de remoción existirá. A pesar de que CTTi alcance una mayor remoción, se observa que CATi puede alcanzar remociones quizá un poco menores, pero con concentraciones más altas y en menor tiempo que CTTi.

4.6. Comprobación de hipótesis

4.6.1. Hipótesis general

'El biocarbón proveniente de los residuos del tocte (Juglans neotrópica) y de la semilla de aguacate (Persea americana), combinados con nanopartículas de titanio removerá el mercurio (Hg) presente en soluciones acuosas, contribuyendo con el desarrollo de nuevas alternativas para el tratamiento de efluentes y procesos de remediación ambiental'.

Los biocarbones provenientes de residuos del tocte y de la semilla de aguacate, combinados con nanopartículas de titanio (CATi y CTTi) durante el proceso de síntesis, demostraron eficacia en la remoción de mercurio de soluciones acuosas alcanzando medias de remoción de 99.7244% y 99.7289% para concentraciones de 30000 ug/L y 10000 ug/L, respectivamente. Al comparar estos resultados con investigaciones previas, se observa una coherencia en los datos determinados, analizados y graficados, respaldando así la hipótesis planteada.

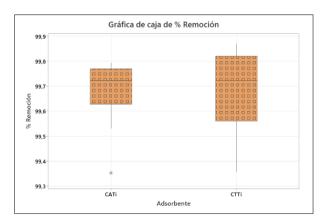


Ilustración 4-11: Prueba de hipótesis general

Realizado por: Lopez, P., 2024

4.6.2. Hipótesis específicas

4.6.2.1. Hipótesis 1

'Utilizando el método sol gel es posible obtener nanopartículas de titanio'.

La síntesis de nanopartículas de titanio se inicia disolviendo la sal TiCl3 al 20% en el solvente etanol al 95%. La adición de agua desencadena la hidrólisis de los precursores, iniciando las reacciones de condensación de las especies hidrolizadas. Estas reacciones condensadas dan lugar a la formación de cadenas poliméricas que, al evolucionar (agitación por 2h), crean sistemas compuestos por un esqueleto sólido y una fase líquida continua, conocida como gel. El paso final implica la eliminación del solvente por evaporación (90°C-40 min) y posterior a ello el material final se obtiene mediante el sintetizado del gel a una temperatura de 400°C; la validación de la presencia de nanopartículas de titanio se lleva a cabo mediante técnicas como SEM Y FTIR, confirmando la existencia de los picos característicos de este material y por el tamaño encontrado entre 1-100nm. Los resultados obtenidos respaldan la hipótesis propuesta.

4.6.2.2. Hipótesis 2

'Los adsorbentes obtenidos por combinación con nanopartículas tendrán una capacidad de adsorción superior que los biocarbones de residuos de tocte y aguacate'

CATi y CTTi, aunque no exhibieron una capacidad de adsorción tan significativa con CA y CT, toda vez que las nanopartículas solo incrementaron un 0,6958% y 12,02%, respectivamente, se logró una mayor remoción. La comparación de estos resultados con investigaciones previas refuerza lo determinado a través del análisis y de la interpretación de los resultados obtenidos, favoreciendo la aceptación de la hipótesis planteada.

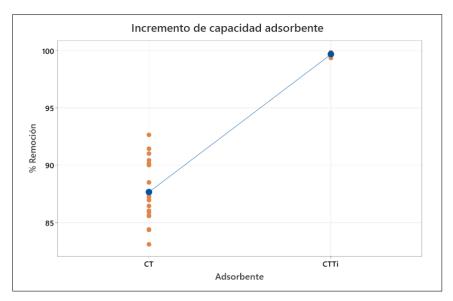


Ilustración 4-12: Comprobación de hipótesis 2-1

Realizado por: Lopez, P., 2024

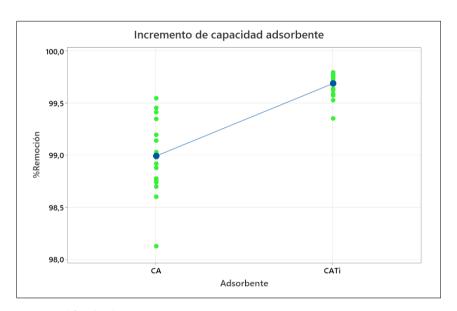


Ilustración 4-13:Comprobación de hipótesis 2-2

Realizado por: Lopez, P., 2024

CAPÍTULO V

CONCLUSIONES

- Se obtuvieron compuestos adsorbentes mediante la adición del biocarbón proveniente de los residuos del tocte y aguacate durante la síntesis de nanopartículas de titanio. La caracterización reveló que los adsorbentes, compuestos por biocarbón de 63 μm y nanopartículas de titanio con un tamaño promedio de 56.2 nm identificado mediante SEM, presentaron señales de vibración de estiramiento en FTIR, indicativas de grupos carboxilos, alifáticos y aromáticos, así como de la fase anatasa; además, exhiben porosidad del 56% (CATi) y 61% (CTTi).
- Se determinó el pH óptimo del proceso de adsorción de mercurio al ajustar soluciones de 10000 ug/L a valores de pH de 3,5, 7 los resultados reflejaron que a medida que aumenta el pH, la capacidad de remoción también incrementa. Por lo tanto, el pH de 7 fue el óptimo para este proceso en los dos adsorbentes.
- Se estableció el mejor tratamiento asociado con la remoción del mercurio, realizando el análisis estadístico DBCA de los datos obtenidos, los resultados reflejaron que CATi y CTTi demostraron una notable eficacia en la remoción a concentraciones de 30000 ug/L y 10000 ug/L, evidenciado por medias del 99.7244% y 99.7289%, respectivamente
- Se determinó la cinética de adsorción, en los dos casos se ajustaron al segundo orden con un coeficiente de correlación de 1, determinándose así que el proceso se lleva a cabo por quimisorción. Asimismo, este análisis cinético permitió identificar el tiempo necesario para la remoción de mercurio, los cuales fueron 119, 4253 minutos para CATi y 127,1917 minutos para CTTi.

RECOMENDACIONES

- Para prevenir pérdidas de residuos, es recomendable sellar los orificios del molino de martillos.
- El proceso de síntesis debe llevarse a cabo exclusivamente en la campana extractora de gases debido a la liberación de cloruros,
- Se sugiere realizar investigaciones adicionales para determinar con mayor precisión el tamaño óptimo de las nanopartículas.
- Experimentar con temperaturas de calcinación más elevadas para evaluar la posible disminución del tamaño de partícula.
- Realizar pruebas de remoción con adsorbentes que contengan una cantidad más significativa de nanopartículas en comparación con las utilizadas en este estudio.
- Explorar pruebas de remoción mediante agitación, considerando que este trabajo se enfocó en el método de lecho fijo.
- Controlar variables adicionales, como la masa del adsorbente y la temperatura, en pruebas de remoción para obtener datos más detallados.
- Conducir experimentos exclusivos de remoción utilizando solo nanopartículas de titanio.

BIBLIOGRAFÍA

ÁLVAREZ, Jhonson, VITE, Harry, GARZÓN, Victor y CARVAJAL, Héctor. Análisis de la producción de aguacate en el ecuador y su exportación a mercados internacionales en el periodo 2008 al 2018. *Revista metropolitana de Ciencias Aplicadas* [en línea], 2021, junio 2021. pp. 166. Disponible en: https://orcid.org/0000-0003-4605-3709.

ATARÉS, Lorena. Determinación de la porosidad. *Universidad Politécnica de Valencia* [en línea]. Valencia, 2015. 22 junio 2015. pp. 3-5. [consulta: 13 diciembre 2023]. Disponible en: https://riunet.upv.es/bitstream/handle/10251/52102/20. Art%EDculo docente. Determinaci%F3n de la porosidad.pdf?sequence=1.

AYALA, Luis. Adsorción de cadmio y cromo en solución acuosa mediante nanopartículas de hidroxiapatita. *Respositorio de tesis PUCP* [en línea]. Lima, 2023. 10 abril 2023. pp. 19. [consulta: 29 febrero 2024]. Disponible en: https://tesis.pucp.edu.pe/repositorio//handle/20.500.12404/24632.

BORJA, Mercerdes y QUITUISACA, Sandra. Elaboración de harina, esencia y pasta de tocte para la aplicación en recetas de postres de innovación. *Universidad de Cuenca* [en línea]. Cuenca, 2020. 13 febrero 2020. pp. 23-37. [consulta: 9 agosto 2023]. Disponible en: http://dspace.ucuenca.edu.ec/handle/123456789/33990.

CABRERA, Luis y ARÉVALO, Pablo. Bioadsorción de iones de plomo y cromo procedentes de aguas residuales utilizando la cáscara del tomate de árbol (Solanum betaceum). *Repositorio Institucional de la Universidad Politécnica Salesiana* [en línea]. 2017. 2017. pp. 92-108. [consulta: 1 enero 2024]. Disponible en: http://dspace.ups.edu.ec/handle/123456789/14460.

CANALES, Isabel. Valorización de biocarbones obtenidos mediante pirólisis de residuos orgánicos. *Universidad Politécnica de Cartagena* [en línea]. Cartagena, 2017. 27 julio 2017. pp. 88. [consulta: 12 enero 2024]. Disponible en: https://repositorio.upct.es/handle/10317/6096.

CANO, Santiago. Contaminación con mercurio por la actividad minera. *Biomédica* [en línea], 2012. vol. 32, no. 3, [consulta: 5 diciembre 2023]. ISSN 2590-7379. DOI 10.7705/BIOMEDICA.V32I3.1437. Disponible en: https://revistabiomedica.org/index.php/biomedica/article/view/1437/1716.

CAROLIN, Femina, KUMAR, Senthil, SARAVANAN, A, JOSHIBA, Janet y NAUSHAD, Mu. Efficient techniques for the removal of toxic heavy metals from aquatic environment: A review. *Journal of Environmental Chemical Engineering*. 2017. 1 junio 2017. pp. 9-36. ISSN 2213-3437.

CARRO, Leticia. ELIMINACIÒN DE MERCURIO DE EFLUENTES ACUOSOS CON MATERIALES DE BAJO COSTE: PROCESO COMBINADO DE BIOADSORCIÓN-REDUCCIÒN. *Dialnet* [en línea]. Caruña, 2012. 17 octubre 2012. pp. 12. Disponible en: http://hdl.handle.net/2183/10146.

CASTILLO, Richard. Modificación del biocarbón derivado del raquis de Banano mediante tratamiento hidrotermal con soluciones acuosas de ácido fosfórico y su efecto Sobre la adsorción de arsénico y plomo. *Universidad Nacional de Tumbes* [en línea]. Tumbes, 2022. 1 junio 2022. pp. 52. [consulta: 26 febrero 2024]. Disponible en: https://repositorio.untumbes.edu.pe/handle/20.500.12874/63441.

CASTRO, S., CERDA, R., BETANCO, N., CANELO, F., LÓPEZ, X., GARCÍA, A. y BENAVENTE, M. Estudio del equilibrio y cinética de adsorción de Cd(II), Ni(II) y Cr(VI) usando Quitosano y Quitosano modificado con cobre. *Nexo Revista Científica* [en línea], 2013. vol. 26, no. 2, [consulta: 26 febrero 2024]. ISSN 1995-9516. DOI 10.5377/NEXO.V26I2.1285. Disponible en: https://www.camjol.info/index.php/NEXO/article/view/1285.

CHOUDHARY, Om Prakash y KA, Priyan. Scanning Electron Microscope: Advantages and Disadvantages in Imaging Components. *International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences* [en línea]. 2017. 20 mayo 2017. pp. 1877-1882. [consulta: 12 noviembre 2023]. ISSN 23197692. Disponible en: https://www.researchgate.net/publication/317059429_Scanning_Electron_Microscope_Advantages_and_Disadvantages_in_Imaging_Components.

DÍAZ, Natalia, SÁENZ, Aidé y CASTAÑEDA, Adali.TiO2 nanoparticles: A review. *CienciAcierta* [en línea], 2020. [consulta: 1 marzo 2024]. Disponible en: http://www.cienciacierta.uadec.mx/2020/10/21/nanoparticulas-de-tio2-una-revision/.

DOU, Binlin y CHEN, Haisheng. Removal of toxic mercury(II) from aquatic solutions by synthesized TiO2 nanoparticles. *Desalination*, 2011. vol. 269, no. 1-3, ISSN 0011-9164. DOI 10.1016/J.DESAL.2010.11.009.

ERAZO, Ingrid. Determinación de la influencia del tamaño de partícula del residuo de café como biosorbente de metales pesados. *Sired sistema institucional de recursos digitales* [en línea]. Nariño, 2018. 28 mayo 2018. pp. 56. Disponible en: http://sired.udenar.edu.co/id/eprint/4672.

ESCALANTE, Ariadna, PÉREZ, Guadalupe, HIDALGO, Claudia, LÓPEZ, Jorge, CAMPO, Julio, VALTIERRA, Esteban y ETCHEVERS, Jorge. Biocarbón (biochar) I: Naturaleza, historia, fabricación y uso en el suelo. *Terra latinoamericana (Edo. de Méx.)* [en línea]. 2016. 2016. pp. 367-382. [consulta: 12 enero 2024]. ISSN 1870-9982. Disponible en: http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0187-57792016000300367&lng=es&nrm=iso#c1.

GBONDO-TUGBAWA, Solomon S., MCALEAR, Joseph A., DRISCOLL, Charles T. y SHARPE, Charles W. Total and methyl mercury transformations and mass loadings within a wastewater treatment plant and the impact of the effluent discharge to an alkaline hypereutrophic lake. *Water Research*. 2010. 13 mayo 2010. pp. 2. ISSN 0043-1354.

GÓMEZ, Noemì.Recubrimientos mesoporosos y mesoestructurados de TiO2-anatasa por el método sol-gel para aplicaciones en sistemas fotocatalíticos. *Universidad Autónoma de Madrid* [en línea]. Madrid, 2012. 5 mayo 2012. pp. 18. [consulta: 12 noviembre 2023]. Disponible en: https://repositorio.uam.es/handle/10486/11204.

GUTIÉRREZ, Claudia. Las NANOPARTÍCULAS: pequeñas estructuras con gran potencial ¿Por qué el interés en estos materiales? ¿Qué aplicaciones tienen? *Contacto Nuclear* [en línea]. 2020. 6 septiembre 2020. pp. 24-29. Disponible en: https://www.calameo.com/books/004871850f67442d0f2ca.

HAIDER, Adawiya J., AL-ANBARI, Riyad Hassan, KADHIM, Ghadah Rasim y SALAME, Chafic Touma. Exploring potential Environmental applications of TiO2 Nanoparticles. *Energy Procedia* [en línea]. 2017. 1 julio 2017. pp. 334. [consulta: 26 octubre 2023]. ISSN 1876-6102. Disponible en: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1876610217326711.

HUANG, Shaojun, MA, Chengzhang, LIAO, Yaozu, MIN, Chungang, DU, Ping y JIANG, Yubo. Removal of Mercury(II) from Aqueous Solutions by Adsorption on Poly(1-amino-5-chloroanthraquinone) Nanofibrils: Equilibrium, Kinetics, and Mechanism Studies. *Journal of Nanomaterials*. 2016. 2016. pp. 4. ISSN 16874129.

INGLEZAKIS, Vassilis y POULOPOULOS, Stavros. Adsorption, Ion Exchange and Catalysis: Design of Operations and ... - Stavros G. Poulopoulos, Vassilis J. Inglezakis - Google Libros. *ELSEVIER* [en línea]. 2006. 2006. pp. 31. [consulta: 11 noviembre 2023]. Disponible en: https://books.google.com.ec/books?id=nbLp07ReR50C&printsec=frontcover&hl=es&source=g bs_ge_summary_r&cad=0#v=onepage&q&f=false.

INSHT. Seguridad y Salud en el trabajo con nanomateriales. [en línea]. Madrid, 2015. 2 abril
2015. pp. 7. Disponible en: http://publicacionesoficiales.boe.eshttp//www.insht.es/catalogopublicaciones/.

IVAN, Diego, RUBIO, Caviedes, ADOLFO, Ramiro, CALDERÓN, Muñoz, PERDOMO GUALTERO, Alexandra, RODRÍGUEZ ACOSTA, Daniel, JAVIER, Ivan y ROJAS, Sandoval. Tratamientos para la remoción de metales pesados comúnmente presentes en aguas residuales industriales: una revisión. *Ingenieria y Región, ISSN 1657-6985, Nº. 13, 2015, págs. 73-90* [en línea]. 2015. 2015. pp. 75-83. [consulta: 3 agosto 2023]. ISSN 1657-6985. Disponible en: https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=5432290&info=resumen&idioma=SPA.

KUMAR, Rohit, SINGH, Mahipal y KUMAR, Rajeev. Mercury Contamination in Water & Its Impact on Public Health. *International Journal of Forensic Science* [en línea]. 2018. 2 julio 2018. pp. 74. Disponible en: https://www.researchgate.net/publication/331633682%0AMercury.

LEOPOLD, Kerstin, FOULKES, Michael y WORSFOLD, Paul. Methods for the determination and speciation of mercury in natural waters--a review. *Analytica chimica acta* [en línea]. 2010. marzo 2010. pp. 2-10. [consulta: 11 noviembre 2023]. ISSN 1873-4324. Disponible en: https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0003267010001303?via%3Dihub.

LONDOÑO, Luis, LONDOÑO, Paula y MUÑOZ, Fabian. LOS RIESGOS DE LOS METALES PESADOS EN LA SALUD HUMANA Y ANIMAL. *Biotecnología en el Sector Agropecuario y Agroindustrial* [en línea]. 2016. 2016. pp. 145-153. [consulta: 11 noviembre 2023]. ISSN 1692-3561. Disponible en: http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1692-35612016000200017&lng=en&nrm=iso&tlng=es.

MANAHAN, Stanley. Environmental chemistry, Tenth edition. *Environmental Chemistry, Tenth Edition*. 2017. 1 enero 2017. pp. 138.

MARIMON, Wilfredo. Ingeniería de nanopartículas magnéticas para la remoción de metales pesados en aguas. *Pontificia Universidad Javeriana* [en línea]. Javeriana, 2020. 15 abril 2020. pp. 68-72. [consulta: 25 febrero 2024]. Disponible en: https://repository.javeriana.edu.co/handle/10554/39649.

MARTÍNEZ, Maria. LOS METALES EN LOS EFLUENTES LIQUÍDOS INDUSTRIALES. *ZAGUAN Repositorio Institucional de Documentos* [en línea]. 2011. 2011. pp. 73. [consulta: 5 diciembre 2023]. Disponible en: https://zaguan.unizar.es/record/6245/files/TAZ-PFC-2011-419.pdf.

MELGAR, Álvaro. Adsorción de Hg(II) en disolución acuosa sobre materiales basados en TIO2. *Universidad Rey Juan Carlos* [en línea]. España, 2010. 5 abril 2010. pp. 36. [consulta: 26 febrero 2024]. Disponible en: https://eciencia.urjc.es/handle/10115/7890.

MIRANDA, Samuel. DE CARBONO EN SANGRE , EN LA INVESTIGACIÓN PERICIAL. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo [en línea]. Michoacán, 2012. mayo 2012. pp. 8. Disponible en: http://bibliotecavirtual.dgb.umich.mx:8083/xmlui/bitstream/handle/DGB_UMICH/17059/FQFB -L-2012-0286.pdf?sequence=1&isAllowed=y.

MOSQUERA, Estefanía. ROSAS, Nelly, DEBUT, Alexis y GUERRERO, Víctor Hugo, Síntesis y caracterización de nanopartículas de dióxido de titanio obtenidas por el método de solgel. *Revista Politécnica* [en línea]. 2015. 30 septiembre 2015. pp. 2. [consulta: 11 enero 2024]. ISSN 2477-8990. Disponible en: https://revistapolitecnica.epn.edu.ec/ojs2/index.php/revista_politecnica2/article/view/525.

MURILLO, Herman.OBTENCIÓN DE UN COMPÓSITO DE DIÓXIDO DE TITANIO Y CARBÓN ACTIVADO APLICADO A LA OXIDACIÓN FOTOCATALÍTICA DEL IÓN CIANURO. *Escuela Politécnica Nacional* [en línea]. Quito, 2015. marzo 2015. pp. 42. Disponible en: https://bibdigital.epn.edu.ec/bitstream/15000/9253/3/CD-6119.pdf.

OBREGÓN, Daniel, ISABEL, Ilse y SUN, Rosario. Remoción de mercurio empleando carbón activadopreparado a partir de aguaje (Mauritia flexuosa). *Revista de la Sociedad Química del Perú* [en línea]. 2020. 31 marzo 2020. pp. 70-87. [consulta: 26 febrero 2024]. ISSN 1810-634X. Disponible en: http://www.scielo.org.pe/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1810-634X2020000100070&lng=es&nrm=iso&tlng=es.

ORTEGA, Miriam Paola, HERNÁNDEZ, Victor Hugo, CHÁVEZ, Lorena, RODRÍGUEZ, Ventura y GARRIDO, Aristeo. Caracterización de polvos de TiO2:Ni2+:Eu3+:W6+ y su uso potencial como catalizador. *Pädi Boletín Científico de Ciencias Básicas e Ingenierías del ICBI* [en línea]. 2020. 12 diciembre 2020. pp. 100. [consulta: 14 enero 2024]. ISSN 2007-6363. Disponible en: https://repository.uaeh.edu.mx/revistas/index.php/icbi/article/view/6355.

PABÓN, S.E., BENÍTEZ, R., SARRIA, R.A. y GALLO, J.A. Contaminación del agua por metales pesados, métodos de análisis y tecnologías de remoción. Una revisión. *Entre Ciencia e Ingeniería* [en línea]. 2020. 2020. pp. 13. [consulta: 2 agosto 2023]. ISSN 1909-8367. Disponible en: http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1909-83672020000100009&lng=en&nrm=iso&tlng=es.

PASTRANA, Jhonny y MORA, Nubia. Evaluación de la capacidad de adsorción del residuos de café molido en la remoción de mercurio (II) en matrices acuosos. *Journal of Materials Processing Technology* [en línea]. San Juan de Pasto, 2017. 10 agosto 2017. pp. 34. ISSN 09240136.

Disponible en: http://dx.doi.org/10.1016/j.cirp.2016.06.001%0Ahttp://dx.doi.org/10.1016/j.powtec.2016.12.05 5%0Ahttps://doi.org/10.1016/j.ijfatigue.2019.02.006%0Ahttps://doi.org/10.1016/j.matlet.2019.0 4.024%0Ahttps://doi.org/10.1016/j.matlet.2019.127252%0Ahttp://dx.doi.o.

PENG, Yaru, AZEEM, Muhammad, LI, Ronghua, XING, Libin, LI, Yimeng, ZHANG, Yichen, GUO, Zhiqiang, WANG, Quan, NGO, Huu Hao, QU, Guangzhou y ZHANG, Zengqiang. Zirconium hydroxide nanoparticle encapsulated magnetic biochar composite derived from rice residue: Application for As(III) and As(V) polluted water purification. *Journal of Hazardous Materials* [en línea]. 2022. 5 febrero 2022. pp. 2. [consulta: 8 julio 2023]. ISSN 0304-3894.

Disponible en: https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0304389421020495.

PÉREZ, Sandra, ÁVILA, Graciela y COTO, Orlando.EL AGUACATERO (Persea americana Mill) Review Avocado (Persea americana Mill). *Cultivos Tropicales* [en línea]. 2019. 2019. pp. 111. Disponible en: http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=193239249016.

PNUMA. PROGRAMA DE LAS NACIONES UNIDAS PARA EL MEDIO AMBIENTE EVALUACIÓN MUNDIAL SOBRE EL MERCURIO. *UNEP* [en línea]. Ginebra, 2002. diciembre 2002. pp. 11-22. Disponible en: https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/12297/final-assessment-report-Nov05-

PRAVEEN, P., VIRUTHAGIRI, G., MUGUNDAN, S. y SHANMUGAM, N. Structural, optical and morphological analyses of pristine titanium di-oxide nanoparticles - Synthesized via sol-gel route. *Spectrochimica Acta - Part A: Molecular and Biomolecular Spectroscopy* [en línea], 2014. vol. 117, no. October 2017, ISSN 13861425. DOI 10.1016/j.saa.2013.09.037. Disponible en: http://dx.doi.org/10.1016/j.saa.2013.09.037.

QI, Jun, LI, Yafang, XUE, Jiaxing, QIAO, Ruiqi, ZHANG, Zhishan y LI, Qunsheng. Comparison of heterogeneous azeotropic distillation and energy-saving extractive distillation for separating the acetonitrile-water mixtures. *Separation and Purification Technology*. 2020. 1 mayo 2020. pp. 116487. ISSN 1383-5866.

RAGAN, Gregory A. y ALVORD, W. Gregory. ASSESSING MERCURY LEVELS IN THE WASTEWATER OF AN AGING RESEARCH LABORATORY BUILDING. *Chemical health & safety* [en línea]. 2007. marzo 2007. pp. 4. [consulta: 9 noviembre 2023]. ISSN 18715532. Disponible en: /pmc/articles/PMC2346441/.

RAMÍREZ, Augusto V. Intoxicación ocupacional por mercurio. *Anales de la Facultad de Medicina* [en línea], 2008. vol. 69, no. 1, [consulta: 26 noviembre 2023]. ISSN 1025-5583. Disponible en: http://www.scielo.org.pe/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1025-55832008000100010&lng=es&nrm=iso&tlng=es.

ROBLES, Diana, RODRÍGUEZ, Natalia y PATAQUIVA, Alis. Síntesis de nanopartículas de magnetita a partir del extracto de cáscara de papaya para la degradación de colorantes azoicos en soluciones acuosas. *Ingeniare. Revista chilena de ingeniería* [en línea]. 2019. 1 septiembre 2019. pp. 436. [consulta: 12 noviembre 2023]. ISSN 0718-3305. Disponible en: http://www.scielo.cl/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0718-33052019000300431&lng=es&nrm=iso&tlng=es.

ROJAS, Freddy y TORRES, Gustavo. Árboles del Valle Central de Costa Rica: reproducción. *Kurú: Revista Forestal (Costa Rica)* [en línea]. 2008. 2008. pp. 1-2. Disponible en: https://revistas.tec.ac.cr/index.php/kuru/article/view/479?articlesBySameAuthorPage=2.

SÁNCHEZ, Hugo, NARANJO, Juan, JARAMILLO, Kerly y RECALDE, C. IMPREGNATION OF MAGNETITE NANOPARTICLES SUPPORTED ON PUMICE STONE

FOR MERCURY REMOVAL IN WASTEWATER. Spectrochimica Acta Part A: Molecular and Biomolecular Spectroscopy [en línea]. 2023. 3 enero 2023. pp. 10. [consulta: 14 enero 2024]. ISSN 1386-1425. Disponible en: https://www.researchgate.net/publication/371505764_IMPREGNATION_OF_MAGNETITE_NANOPARTICLES_SUPPORTED_ON_PUMICE_STONE_FOR_MERCURY_REMOVAL_INWASTEWATER.

SENADHEERA, Sachini Supunsala, GUPTA, Souradeep, KUA, Harn Wei, HOU, Deyi, KIM, Sumin, TSANG, Daniel C.W. y OK, Yong Sik. Application of biochar in concrete – A review. *Cement and Concrete Composites* [en línea], 2023. [consulta: 6 agosto 2023]. ISSN 0958-9465. DOI 10.1016/J.CEMCONCOMP.2023.105204. Disponible en: https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0958946523002780.

SHANG, Jie, GENG, Zengchao, CHEN, Xinxiang, ZHAO, Jun, GENG, Rong y WANG, Sen. Effects of biochar on soil organic carbon and nitrogen and their fractions in a rainfed farmland. 农业环境科学学报 [en línea]. 2015. 2015. pp. 509-517. [consulta: 6 agosto 2023]. Disponible

en:

http://www.aes.org.cn/nyhjkxxben/ch/reader/view_abstract.aspx?file_no=20150313&flag=1.

TAMAY, Andrea.DETERMINACIÓN DE LA CAPACIDAD DE BIOSORCIÓN Y DESORCIÓN DE LA CORONA DE PIÑA (Ananas comosus) PARA LA REMOCIÒN DE METALES PESADOS. *Repositorio Institucional de la Universidad Politécnica Salesiana* [en línea]. Cuenca, 2019. marzo 2019. pp. 1-49. Disponible en: https://dspace.ups.edu.ec/handle/123456789/17182.

TEJADA, Candelaria, VILLABONA, Ángel y GARCÉS, Luz. Adsorción de metales pesados en aguas residuales usando materiales de origen biológico. *TecnoLógicas* [en línea]. Cartagena, 2015. 15 enero 2015. pp. 113. [consulta: 1 enero 2024]. ISSN 2256-5337. Disponible en: https://revistas.itm.edu.co/index.php/tecnologicas/article/view/209.

TENORIO, Germàn. Caracterización de la biosorción de cromo con hueso de aceituna. *Universidad de Granada* [en línea]. 2006. 25 octubre 2006. pp. 67. [consulta: 11 noviembre 2023]. Disponible en: https://digibug.ugr.es/handle/10481/1350.

TRIVEDI, P. y AXE, L.Modeling Cd and Zn sorption to hydrous metal oxides. *Environmental Science and Technology* [en línea]. 2000. 1 junio 2000. pp. 2215-2223. [consulta: 2 agosto 2023].

ISSN 0013-936X. Disponible en: https://researchwith.njit.edu/en/publications/modeling-cd-and-zn-sorption-to-hydrous-metal-oxides.

VANEGAS, Esaú y ROLDÁN, Isabel. Estado del arte, propagación y conservación de Juglans neotropica Diels., en zonas andinas. *Madera y Bosques* [en línea]. 2018. 15 enero 2018. pp. 2. [consulta: 29 febrero 2024]. ISSN 2448-7597. Disponible en: https://myb.ojs.inecol.mx/index.php/myb/article/view/1560.

VEIGA, Marcello M., MAXSON, Peter A. y HYLANDER, Lars D. Origin and consumption of mercury in small-scale gold mining. *Journal of Cleaner Production*. 2006. 1 enero 2006. pp. 437. ISSN 0959-6526.

WANG, Qianrui, KIM, Daekeun, DIONYSIOU, Dionysios D., SORIAL, George A. y TIMBERLAKE, Dennis. Sources and remediation for mercury contamination in aquatic systems - A literature review. *Environmental Pollution*. 2004. 2004. pp. 323-336. ISSN 02697491.

WASE, John.Biosorbentes para iones metálicos. *Biosorbents for Metal Ions* [en línea]. 1997. 5 agosto 1997. pp. 3. [consulta: 11 noviembre 2023]. Disponible en: https://www.taylorfrancis.com/books/mono/10.3109/9780203483046/biosorbents-metal-ions-john-wase.

ZHANG, Huicong, WANG, Tao, SUI, Zifeng, ZHANG, Yongsheng, SUN, Baomin y PAN, Wei Ping. Enhanced mercury removal by transplanting sulfur-containing functional groups to biochar through plasma. *Fuel.* 2019. 1 octubre 2019. pp. 4-9. ISSN 0016-2361.



ANEXOS

ANEXO A: OBTENCIÓN DE NANOPARTÍCULAS DE TITANIO

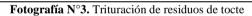




Fotografía N°1. TiCl3, Etanol

Fotografía N°2. Mezcla de reactivos







Fotografía N°4. Pesado de nanopartículas de titanio



Fotografía N°7. Producto final

ANEXO B: OBTENCIÓN DE ADSORBENTES - ETAPA 1 Y 2



ANEXO C: OBTENCIÓN DE ADSORBENTES - ETAPA 3



Fotografía N°1. Preparación de reactivos para CTTi



Fotografía N°2. Preparación de reactivos para CATi



Fotografía N°3. Mezcla de reactivos para CTTi

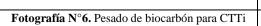


Fotografía N°4G. Mezcla de reactivos para CATi



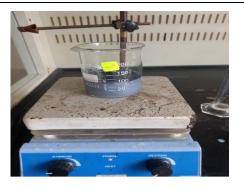
Fotografía N°5. Muestras pirolizadas de residuos de tocte y aguacate







Fotografía N°7. Pesado de biocarbón para CATi



Fotografía N°8. Adición de biocarbón para CTTi



Fotografía N°9. Adición de biocarbón para CATi



Fotografía N°10. Calcinado de CTTi



Fotografía N°11. Calcinado de CATi



Fotografía N°12. CTTi



Fotografía N°13. CATi

ANEXO D: ANÁLISIS DE POROSIDAD DE CATI



Fotografía N°1. Peso de probeta vacía



Fotografía N°2. Peso de CATi



Fotografía N°3. Peso de probeta con CATi



Fotografía N°4. Peso de picnómetro vacío



Fotografía N°5. Peso de picnómetro con CATi



Fotografía N°6. Peso de picnómetro con agua y CATi



Fotografía N°7. Peso de picnómetro con agua

ANEXO E: ANÁLISIS DE POROSIDAD DE CTTI



Fotografía N°1. Peso de probeta vacía



Fotografía N°2. Peso de CTTi



Fotografía N°3. Peso de probeta con CTTi



Fotografía N°4. Peso de picnómetro vacío



Fotografía N°5. Peso de picnómetro con CTTi

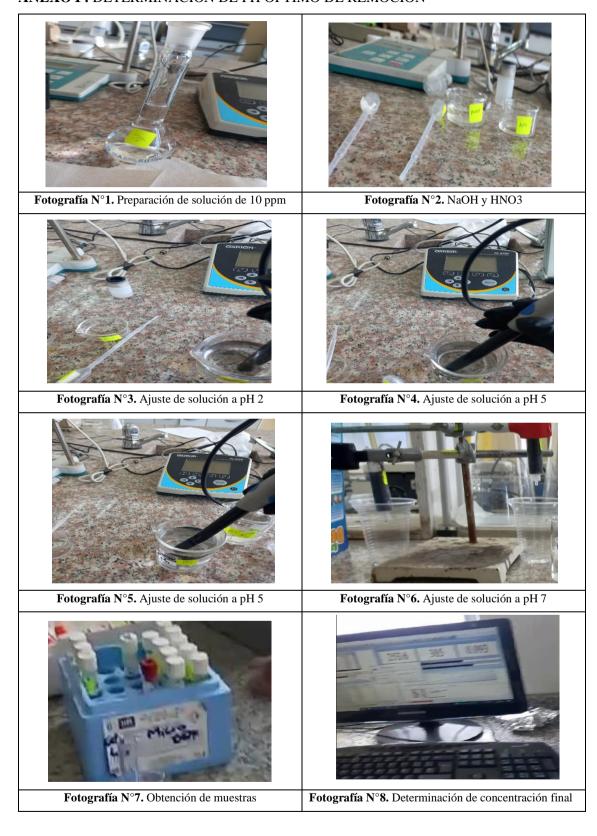


Fotografía N°6. Peso de picnómetro con agua y CTTi



Fotografía N°7. Peso de picnómetro con agua

ANEXO F: DETERMINACIÓN DE PH ÓPTIMO DE REMOCIÓN



ANEXO G: DISEÑO EXPERIMENTAL



Fotografía N°1. Preparación de solución de 10,20,30 y 50 ppm



Fotografía N°2. Peso de adsorbente



Fotografía N°3. Ajuste de pH



Fotografía N°4. Sistema de lecho fijo



Fotografía N°5. Muestras obtenidas



Fotografía N°6. Determinación de concentración final

ANEXO H: REGISTRO DE TRAZABILIDAD DE Hg PARA PH ÓPTIMO

SOLAAR AA Report

Nombre Operador:Lab. Investigación Fecha Informe:09/2/2024 03:23:56

Fichero Result.: C:\SOLAARMDATA\RESULTADOS\MERCURIO\LUIS AÑILEMA\09-02-2024.SLR

Parámetros Vapor - Hg

Modo Vapor: Sin Calentamiento

Kit Vapor: VP100

Compartimento Muestra: Mano dcha

Velocidad Flujo Gas Soporte: 100mL/min Velocidad bomba:40

Parámetros muestreo - Hg

Muestreo:Ninguna

Parámetros Calibrac. - Hg

 Modo Calibrac.:Normal
 Ajuste Lineal:Linear
 Usar Calibr. Almacenada:No

 Unidades Concentrac:ug/L
 Unidades Escala:ug/L
 Factor Escala:1.0000

 Ajuste Aceptable:0.980
 Re-escalar Limite: 10.0%
 Acción Fallida: Señalizar y continuar

Ajuste Aceptable: 0.980 Re-escalar Limite: 10.0% Acción Fallida : Señaliza Estándar1 10.0000 Estándar3 30.0000

Estándar2 20.0000 Estándar4 40.0000

Registro de trazabilidad Elemento - Hg

No cambios registr. para este elemento

Result. Disolución - Ha

Result. Disolución - ng							
ID Muestra	Señal	Rsd	Conc.	Conc. Corregida			
	Abs	%	µg/L	μg/L			
Hg Blanco	-0.0012		0.0000				
Hg Estándar 1	0.1108		10.0000				
Hg Estándar 2	0.2227		20.0000				
Hg Estándar 3	0.3920		30.0000				
Hg Estándar 4	0.5352		40.0000				
Hg CATI-Ph2-10PPMR1	0.1442		12.0492	602.4609			
Hg CATI-PH2-10PPM-R2	0.1445		12.0687	603.4331			
Hg CTTI-PH2-10PPM-R1	0.1097		9.4956	474.7814			
Hg CTTI-PH2-10PPM-R2	0.0482		4.9578	247.8914			
Hg CTTI-PH5-10PPM-R2	0.0424		4.5309	226.5457			
Hg CTTI-PH5-10PPM-R1	0.0499		5.0799	253.9956			
Hg CATI-PH5-10PPM-R2	0.0909		8.1071	405.3553			
Hg CATI-PH5-10PPM-R1	0.0319		3.7483	187.4129			
Hg CTTI-PH7-10PPM-R2	0.0092		2.0748	103.7425			
Hg CTTI-PH7-10PPM-R1	0.0131		2.3649	118.2441			
Hg CATI-PH7-10PPM-R1	0.0510		5.1593	51.5935			
Hg CATI-PH7-10PPMR1	0.1358		11.4246	114.2460			

ANEXO I: REGISTRO 1 / TRAZABILIDAD DE Hg / DISEÑO EXPERIMENTAL

SOLAAR AA Report

Nombre Operador:Lab. Investigación

Fichero Result: C:ISOLAARMIDATA/RESULTADOSIMERCURIO/LUIS AÑILEMA/PAULINA 16-02-2024.SLR

Registro de trazabilidad Análisis

16/2/2024 10:02:01 Lab. Investigación:DESKTOP-0SSLSK6

Registro creado

16/2/2024 12:50:14 Lab. Investigación:DESKTOP-0SSLSK6

Error MD147 - Actividad abortada manualmente por el usuario.

Resumen Resultados Test OQ

Advertencia: Resultados OQ no disponibles.

Parámetros Espectróm. - Hg

Modo Medida:Absorbancia

Rendia:0.5nm Corriente lámp.:75%

Alta Resolución:Apagado Optimizar Parámetros Espectróm.:No

Kit Vapor: VP100

Fecha Informe:16/2/2024 12:50:24

Re-muestras:Rápido Nº de Re-muestras:1

Modo Rechazo Datos:No

Parámetros Vapor - Hg

Modo Vapor: Sin Calentamiento Compartimento Muestra: Mano dcha

Velocidad Flujo Gas Soporte: 100mL/min Velocidad bomba:40

20.0000

Muestreo:Ninguna

Modo Calibrac.:Normal

Unidades Concentrac:ug/L

Ajuste Aceptable:0.980 Estándar1

Estándar2

Elemento:Hg Long. onda:253.7nm

Corrección Fondo:D2

Tipo Señal:Continuo

Usar Test RSD : No

Tiempo Medida:4.0sg

Parámetros Calibrac. - Hg

Parámetros muestreo - Hg

Ajuste Lineat/Linear Usar Calibr. Almacenada:No

Unidades Escala:ug/L Factor Escala:1.0000

Acción Fallida: Señalizar y continuar Re-escalar Limite: 10.0% 10.0000

Estándar3 30.0000 Estándar4 40.0000

Registro de trazabilidad Elemento - Hg

No cambios registr. para este elemento

Result, Disolución - Ha

ID Muestra	Señal	Rsd	Conc.	Conc. Corregid		
	Abs	%	μg/L	µg/L		
Hg Blanco	-0.0034		0.0000			
Hg Estándar 1	0.1177		10.0000			
Hg Estándar 2	0.2664		20.0000			
Hg Estándar 3	0.4067		30.0000			
Hg Estándar 4	0.5927		40.0000			
Hg TI-C10A-R1	0.0431		4.2717	42.7169		
Hg T2-C10A-R1	0.0225		2.8819	28.8195		
Hg T3-C10A-R1	0.0200		2.7146	27.1463		
Hg T4-C10A-R1	0.0126		2.2134	22.1344		
Hg T5-C10A-R1	0.0125		2.2070	22.0696		
Hg T1-C10A-R2	-0.0025		3.9680	39.6800		
Hg T2-C10A-R2	-0.0032		3.5117	35.1170		
Hg E5040MIN2	0.4150		29.3836	293.8361		
Hg T3-C10A-R2	0.0237		2.9620	29.6200		
Hg T4-C10A-R2	0.0172		2.5295	25.2946		
Hg T5-C10A-R2	0.0120		2.1734	21.7338		
Hg T1-C10A-R3	0.0252		3.0638	30.6376		
Hg T2-C10A-R3	0.0256		3.0942	30.9419		
Hg T3-C10A-R3	0.0203		2.7388	27.3878		
Hg T4-C10A-R3	0.0159		2.4386	24.3864		

Estación Datos SOLAAR V11.10 pág.3 - Resultados

ANEXO J: REGISTRO 2 / TRAZABILIDAD DE Hg / DISEÑO EXPERIMENTAL

SOLAAR AA Report Nombre Operador:Lab. Investigación Fecha Informe:16/2/2024 12:50:24 Fichero Result: C:\SOLAARMIDATA\RESULTADOS\MERCURIO\LUIS A\(\tilde{\text{NILEMA\PAULINA}}\) 16-02-2024.SLR Result. Disolución - Hg ID Muestra Señal Rsd Conc. Conc. Corregida μg/L Abs µg/L Ha T5-C10A-R3 0.0127 2 2203 22 2029 Hg T1-BC10A 0.1401 10.8228 108 2279 Hg T2-BC10A 0.1247 9.7842 97.8424 Hg T3-BC10A 0.1233 9.6909 96.9088 Hg T4-B10A 0.0989 8.0418 80.4184 Hg T5-BC10A 0.0988 8.0379 80.3787 Hg T1-C20A-R1 0.1783 13.4007 134.0067 Hg T2-C20A-R1 0.1119 8 9218 89 2183 Hg T3-C20A-R1 0.0768 6.5523 65 5235 Hg T4-C20A-R1 0.0515 4.8453 48.4526 Hg T5-C20A-R1 0.0444 4.3640 43.6405 Hg T1-C20A-R2 0.1417 10.9317 109.3167 Hg T2-C20A-R2 0.0731 6.2983 62.9828 Hg T3-C20A-R2 0.0512 4.8197 48.1972 Hg T4-C20A-R2 0.0447 4.3848 43.8479 Hg T5-C20A-R2 0.0424 4.2249 42.2487 Hg T1-C20A-R3 0.1951 14.5363 145.3627 Hg T2-C20A-R3 101 9584 0.1308 10 1958 Hg T3-C20A-R3 0.1313 10.2306 102.3062 Hg T3-C20A-R3 0.0949 7.7697 77.6973 Hg T4-C20A-R3 0.0748 6.4120 64.1196 Hg T5-C20A-R3 0.0577 5.2629 52.6290 Hg T1-BC20A 0.0864 17.1984 171.9839 Hg T2-BC20A 0.1722 12.9879 129.8794 117.1603 Hg T3-BC20A 11.7160 0.1533 Hg T4-BC20A 0.1415 10 9187 109 1874 Hg T5-BC20A 0.1137 9.0406 90.4056 136 9288 Hg T1-C30A-R1 0.1826 13,6929 Hg T2-C30A-R1 0.1191 9.4083 94.0829 Hg T3-C30A-R1 0.0925 7.6076 76.0764 Hg T4-C30A-R1 0.0769 6.5591 65.5912 Hg T5-C30A-R1 0.0610 64.800 64.8002 112.2455 Hg T1-C30A-R2 0.1460 11.2245 Hg T2-C30A-R3 0.0880 7.3083 73.0826 Hg T3-C30A-R2 6,8949 68.9487 0.0819 Hg T4-C30A-R2 0.0668 5.8727 58.7272 Hg T5-C30A-R2 0.0651 6.7570 67.5697 Hg T1-C30A-R3 0.1238 12.0335 120 3353 Hg T2-C30A-R3 0.0925 9.0235 90.2352 Hg T3-C30A-R3 0.0680 7.3284 73.2843 Hg T4-C30A-R3 0.0380 6.0945 60.9456 Hg T4-C30A-R3 0.0408 5.9425 59.4253 Hg T5-C30A-R3 0.0449 7.7436 77.4361 Hg T1-BC30A 562.6949 0.1465 11.2539 Hg T2-BC30A 0.5392 37.7696 377.6956 Hg T3-BC30A 0.5241 36.7477 367,4770 Hg T4-BC30A 0.4795 33.7351 337.3511

292.3684

Hg T5-BC30A

0.4128

ANEXO K: REGISTRO 3 / TRAZABILIDAD DE Hg / DISEÑO EXPERIMENTAL

SOLAAR AA Report

Fichero Result.: C:\SOL	ARM/DATA/RESULT			
)isolución - H	_
ID Muestra	Señal Abs	Rsd %	Conc.	Conc. Corregida
Hg T5-C20T-R1	0.1038	76	μ g/L 6.2596	μg/L 62.5957
Hg T1-C20T-R2	0.1636		10.0832	100.8317
Hg T2-C20T-R2	0.1101		6.6681	66.6808
Hg T3-C20T-R2	0.1124		6.8145	68.1445
Hg T4-C20T-R2	0.0796		4.7173	47.1731
Hg T5-C20T-R2	0.0660		3.8465	38.4649
Hg T1-C20T-R3	0.1120		13.0543	130.5425
Hg T2-C20T-R3	0.0820		9.8345	98.3452
Hg T3-C20T-R1	0.0523		6.9124	69.1240
Hg T4-C20T-R3	0.0448		5.8245	58.2450
Hg T5-C20T-R3	0.0697		4.7125	47.1245
Hg T1-BC20T	0.4298		27.0942	2709.419
Hg T2-BC20T	0.4053		25.5292	2552.924
Hg T3-BC20T	0.4425		27.9067	2790.674
Hg T4-BC20T	0.4141		26.0958 23.0350	2609.579 2303.504
Hg T5-BC20T Hg T1-C30T-R1	0.3663		18.6090	186.0903
Hg T2-C30T-R1	0.2970		18.6090	132,8896
Hg T3-C30T-R1	0.1194		7.2625	72.6255
Hg T4-C30T-R1	0.1161		7.0488	70.4876
Hg ID Muestra 90	0.1153		6.9991	6.9991
Hg T5-C20T-R1	0.0840		4.9988	49.9878
Hg T1-C30T-R2	0.3183		19.9679	199.6791
Hg T2-C30T-R2	0.1959		12.1466	121.4655
Hg T3-C30T-R2	0.1388		8.5017	85.0169
Hg T4-C30T-R2	0.1252		7.6297	76.2966
Hg T5-C30T-R2	0.0936		5.6088	56.0877
Hg T1-C30T-R3	0.1439		18.6090	186.0903
Hg T2-C30T-R3	0.1022		13.2890	132.8896
Hg T3-C30T-R3	0.1050		7.2636	72.6355
Hg T4-C30	0.0898		7.0488	70.4876
Hg T5-C30T-R3	0.0892		4.9988	49.9878
Hg T1-BC30T Hg T2-BC30T	0.3369		21.1620 31.2936	4232.396 4694.036
Hg T3-BC30T	0.4565		28.8012	4320.179
Hg T4-BC30T	0.3997		25.1726	3775.891
Hg T5-BC30T	0.4941		31.2053	4680.801
Hg T1-C50T-R1	0.4513		28.4677	284.6770
Hg T2-C50T-R1	0.2425		15.1264	151.2639
Hg T3-C50T-R1	0.1834		11.3510	113.5097
Hg T4-C50T-R1	0.1414		8.6685	86.6852
Hg T5-C50T-R1	0.1238		7.5420	75.4197
Hg T1-C50T-R2	0.1380		35.0000	350.0000
Hg T2-C50T-R2	0.0767		27.0000	270.0000
Hg T3-C50T-R2	0.0511		10.5325	105.32.50
Hg T4-C50T-R2	0.0065		10.0584	100.5840
Hg T1-C50T-R2-2	0.0582		6.0000	60.0000
Hg T2-C50T-R2 Hg T1-C50T-R1	0.0777 0.3235		4.5964 20.3002	45.9644 203.0017
Hg T2-C50T-R3	0.2695		16.8497	168.4972
Hg T3-C50T-R3	0.1636		10.0831	108.4972
Hg T4-C50T-R3	0.1820		11.2617	112.6169
Hg T5-C50T-R3	0.1507		9.2567	92.5668
Hg T4-C50T-R2-2	0.0417		2.2928	22.9277

ANEXO L: REGISTRO 4 /TRAZABILIDAD DE Hg / DISEÑO EXPERIMENTAL

SOLAAR AA Report

Nombre Operador:Lab. Q.Instrumental Fecha Informe:22/2/2024 04:40:

Fichero Result.: C:SOLAARMIDATA/RESULTADOS/MERCURIO/LUIS AÑILEMA/PAULINA 22-02-2024-2.SLR

Registro de trazabilidad Análisis

22/2/2024 10:30:24 Lab. Q instrumental:LAB-QUÍMICA-INS

Registro creado

22/2/2024 04:40:12 Lab. Q.Instrumental:LAB-QUÍMICA-INS

Error MD147 - Actividad abortada manualmente por el usuario.

Resumen Resultados Test OQ

Advertencia: Resultados OQ no disponibles.

Parámetros Espectróm. - Hg

Elemento:Hg Modo Medida:Absorbancia

Long. onda:253.7nm Rendija:0.5nm Corriente lámp:75%

Corrección Fondo:D2 Alta Resolución:Apagado Optimizar Parámetros Espectróm.:No

Tipo Señal:Continuo Re-muestras:Rápido Nº de Re-muestras:1

Tiempo Medida 4.0sg Modo Rechazo Datos:No Usar Test RSD : No

Parámetros Vapor - Hg

Modo Vapor: Sin Calentamiento Kit Vapor: VP100

Compartimento Muestra: Mano dcha

Velocidad Flujo Gas Soporte: 100mL/min Velocidad bomba:40

Parámetros muestreo - Hg

Muestreo:Ninguna

Parámetros Calibrac. - Hg

Modo Calibrac.:Normal Ajuste Linear Linear Usar Calibr. Almacenada:No Unidades Concentrac.ug/L Unidades Escala.ug/L Factor Escala:1.0000

Ajuste Aceptable: 0.980 Re-escalar Limite: 10.0% Acción Fallida: Señalizar y continuar

Estándar1 10.0000 Estándar3 30.0000
Estándar2 20.0000 Estándar4 40.0000

Registro de trazabilidad Elemento - Hg

No cambios registr, para este elemento

Result. Disolución - Hg

				.0
ID Muestra	Señal	Rsd	Conc.	Conc. Corregida
	Abs	%	µg/L	µg/L
Hg Blanco	-0.0020		0.0000	
Hg Estándar 1	0.1797		10.0000	
Hg Estándar 2	0.2971		20.0000	
Hg Estándar 3	0.4972		30.0000	
Hg Estándar 4	0.6217		40.0000	
Hg T1-C50A-R1	0.3650		22.9551	229.5511
Hg T2-C50A-R1	0.2630		16.4337	164.3374
Hg T3-C50A-R1	0.2089		12.9775	129.7749
Hg T4-C50A-R1	0.2051		12.7359	127.3590
Hg T5-C50A-R1	0.2044		22.6913	226.9133
Hg T1-C50A-R2	0.3901		24.5572	245.5718
Hg T2-C50A-R2	0.1931		11.9724	119.7238
Hg T3-C50A-R2	0.1561		9.6034	96.0340

ANEXO M: REGISTRO 5 / TRAZABILIDAD DE Hg / DISEÑO EXPERIMENTAL

Estación Datos SOLAAR				
Hg T4-C20T-R1	0.1055	6.3715	63.7152	
Hg T3-C20T-R1	0.1227	7.4734	74.7344	
Hg T2-C20T-R1	0.1638	10.1000	101.0000	
Hg T1-C20T-R1	0.2477	15.4568	154.5679	
Hg T5-BC10T	0.2737	17.1184	855.9216	
Hg T4-BC10T	0.2353	14.6655	733.2772	
Hg T3-C10T	0.2867	17.9486	897.4311	
Hg T2-BC10T	0.3148	19.7484	987.4182	
Hg T1-BC10T	0.4050	99.7236	997.2356	
Hg T5-C10T-R3	0.0066	1.0425	10.4245	
Hg T4-C10T-R3	0.0066	1.1312	11.3124	
Hg T3-C10T-R3	0.0117	1.3235	13.2350	
Hg T2-C10T-R3	0.0199	4.7325	47.3252	
Hg T2-C10T-R3	0.0156	4.9113	49.1134	
Hg T5-C10T-R2	0.0014	1.3213	13.2129	
Hg T4-C10T-R2	0.0155	1.7321	17.3214	
Hg T3-C10T-R2	0.0287	1.8559	18.5589	
Hg T2-C10T-R2	0.0394	3.3704	33.7040	
Hg T1-C10T-R2	0.0625	5.0105	50.1050	
Hg T5-C10T-R1	0.0302	1.5622	15.6219	
Hg T4-C10T-R1	0.0352	1.8774	18.7736	
Hg T3-C10T-R1	0.0364	1.9558	19.5584	
Hg T2-C10T-R1	0.0604	3.4904	34.9040	
Hg T1-C10T-R1	0.0894	5.3405	53.4050	
Hg T5-BC50A	0.3185	50.2321	502.3210	
Hg T4-BC50A	0.3014	51.0788	510.7880	
Hg T3-BC50A	0.2443	62.3644	623.6440	
Hg T2-BC50A	0.1734	65.0604	650.6040	
Hg T1-BC50A	0.1558	70.0452	700.4520	
Hg T5-C50A-R3	-0.0019	14.0342	140.3424	
Hg T4C50A-R3	0.0200	10.5123	105.1234	
Hg T3-C50A-R3	0.0009	11.0752	110.7524	
Hg T2-C50A-R3	0.0531	13.0746	130.7462	
Hg T1-C50A-R3	0.0630	23.0625	230.6254	
Hg T4-C50A-R2 Hg T5-C50A-R2	0.1504 0.1190	9.2430 17.2317	92.4305 172.3172	

ANEXO N: REGISTRO 6 / TRAZABILIDAD DE Hg / DISEÑO EXPERIMENTAL

SOLAAR AA Report

Estación Datos SOLAAR V11.10

Nombre Operador:Lab. Q.Instrumental Fecha Informe:22/2/2024 04:40:22

		Result. [Disolución - H	g
ID Muestra	Señal	Rsd	Conc.	Conc. Corregida
	Abs	%	μg/L	µg/L
Hg T5-C20T-R1	0.1038		6.2596	62.5957
Hg T1-C20T-R2	0.1636		10.0832	100.8317
Hg T2-C20T-R2	0.1101		6.6681	66.6808
Hg T3-C20T-R2	0.1124		6.8145	68.1445
Hg T4-C20T-R2	0.0796		4.7173	47.1731
Hg T5-C20T-R2	0.0660		3.8465	38.4649
Hg T1-C20T-R3	0.1120		13.0543	130.5425
Hg T2-C20T-R3	0.0820		9.8345	98.3452
Hg T3-C20T-R1	0.0523		6.9124	69.1240
Hg T4-C20T-R3	0.0448		5.8245	58.2450
Hg T5-C20T-R3	0.0697		4.7125	47.1245
Hg T1-BC20T	0.4298		27.0942	2709.419
Hg T2-BC20T	0.4053		25.5292	2552.924
Hg T3-BC20T	0.4425		27.9067	2790.674
Hg T4-BC20T	0.4141		26.0958	2609.579
Hg T5-BC20T	0.3663		23.0350	2303.504
Hg T1-C30T-R1	0.2970		18.6090	186.0903
Hg T2-C30T-R1	0.2137		13.2890	132.8896
Hg T3-C30T-R1	0.1194		7.2625	72.6255
Hg T4-C30T-R1	0.1161		7.0488	70.4876
Hg ID Muestra 90	0.1153		6.9991	6.9991
Hg T5-C20T-R1	0.0840		4.9988	49.9878
Hg T1-C30T-R2	0.3183		19.9679	199.6791
Hg T2-C30T-R2	0.1959		12.1466	121.4655
Hg T3-C30T-R2	0.1388		8.5017	85.0169
Hg T4-C30T-R2	0.1252		7.6297	76.2966
Hg T5-C30T-R2	0.0936		5.6088	56.0877
Hg T1-C30T-R3	0.1439		18.6090	186.0903
Hg T2-C30T-R3	0.1022 0.1050		13.2890 7.2636	132.8896
Hg T3-C30T-R3	0.1080		7.0488	72.6355 70.4876
Hg T4-C30 Hg T5-C30T-R3	0.0892		4.9988	49.9878
Hg T1-BC30T	0.3369		21.1620	4232.396
Hg T2-BC30T	0.4955		31.2936	4694.036
Hg T3-BC30T	0.4565		28.8012	4320.179
Hg T4-BC30T	0.3997		25.1726	3775.891
Hg T5-BC30T	0.4941		31.2053	4680.801
Hg T1-C50T-R1	0.4513		28.4677	284.6770
Hg T2-C50T-R1	0.2425		15.1264	151.2639
Hg T3-C50T-R1	0.1834		11.3510	113.5097
Hg T4-C50T-R1	0.1414		8.6685	86.6852
Hg T5-C50T-R1	0.1238		7.5420	75.4197
Hg T1-C50T-R2	0.1380		35.0000	350.0000
Hg T2-C50T-R2	0.0767		27.0000	270.0000
Hg T3-C50T-R2	0.0511		10.5325	105.32.50
Hg T4-C50T-R2	0.0065		10.0584	100.5840
Hg T1-C50T-R2-2	0.0582		6.0000	60.0000
Hg T2-C50T-R2	0.0777		4.5964	45.9644
Hg T1-C50T-R1	0.3235		20.3002	203.0017
Hg T2-C50T-R3	0.2695		16.8497	168.4972
Hg T3-C50T-R3	0.1636		10.0831	100.8307
Hg T4-C50T-R3	0.1820		11.2617	112.6169
Hg T5-C50T-R3	0.1507		9.2567	92.5668
Hg T4-C50T-R2-2	0.0417		2.2928	22.9277

pág.7 - Resultados

ANEXO O: REGISTRO 7 / TRAZABILIDAD DE Hg / DISEÑO EXPERIMENTAL

SOLAAR AA	Report			
Nombre Operador:Lab.	Q.Instrumental			Fecha Informe:22/2/2024 04:40:22
Fichero Result: C:\Sr	DLAARM/DATA/RESULTA	DOSIMERCURIO	DILUIS AÑILEMAIPA	ULINA 22-02-2024-2.SLR
		Result.	Disolución - H	lg .
ID Muestra	Señal	Rsd	Conc.	Conc. Corregida
	Abs	%	µg/L	µg/L
Hg T1-BC50T	0.4470		28.1958	8458.747
Hg T2-BC50T	0.6054		38.3177	5747.648



ESCUELA SUPERIOR POLITÉCNICA DE CHIMBORAZO CERTIFICADO DE CUMPLIMIENTO DE LA GUÍA PARA NORMALIZACIÓN DE TRABAJOS DE FIN DE GRADO

Fecha de entrega: 08/05/2024

INFORMACIÓN DEL AUTOR
Nombres – Apellidos: Paulina Elizabeth Lopez Lopez
INFORMACIÓN INSTITUCIONAL
Facultad: Ciencias
Carrera: Ingeniería Química
Título a optar: Ingeniera Química
Ing. Mayra Paola Zambrano Vinueza
Directora del Trabajo de Integración Curricular
low later

Ing. Camilo Pavel Haro Barroso

Asesor del Trabajo de Integración Curricular