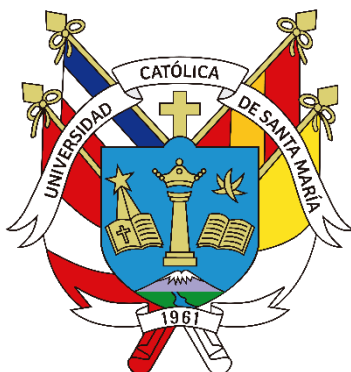


Universidad Católica de Santa María
Facultad de Arquitectura e Ingenierías Civil y del Ambiente
Escuela Profesional de Ingeniería Ambiental



**Evaluación de la adsorción de arsénico mediante lodo con activación
térmica proveniente de la Planta de Tratamiento de Agua Potable “La
Tomilla” en la ciudad de Arequipa**

Tesis presentada por la Bachiller:

Ventura Fernandez, Angie Eliani

ORCID: 0009-0009-2620-9797

para optar el Título Profesional de Ingeniera Ambiental

Asesor:

Dr. Colina Andrade, Gilberto de Jesús

ORCID: 0000-0002-6623-0760

Arequipa – Perú

2025

UNIVERSIDAD CATÓLICA DE SANTA MARÍA

INGENIERIA AMBIENTAL

TITULACIÓN CON TESIS

DICTAMEN APROBACIÓN DE BORRADOR

Arequipa, 28 de Septiembre del 2025

Dictamen: 010721-C-EPIA-2025

Visto el borrador del expediente 010721, presentado por:

2015801042 - VENTURA FERNANDEZ ANGIE ELIANI

Titulado:

**EVALUACIÓN DE LA ADSORCIÓN DE ARSÉNICO MEDIANTE LODO CON ACTIVACIÓN TÉRMICA
PROVENIENTE DE LA PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUA POTABLE "LA TOMILLA" EN LA
CIUDAD DE AREQUIPA**

Nuestro dictamen es:

APROBADO

Título Profesional/Título de Segunda Especialidad/Grado Académico a optar:

INGENIERO AMBIENTAL

**46769238 - CHANOVE MANRIQUE ANDREA MARIETA
DICTAMINADOR**



**43238145 - BENEGAS LLANOS ROSARIO CAROLINA
DICTAMINADOR**



**72384055 - MEDINA RAMOS ROBERT JOAQUIN
DICTAMINADOR**



Evaluación de la adsorción de arsénico mediante lodo con activación térmica proveniente de la Planta de Tratamiento de Agua Potable “La Tomilla” en la ciudad de Arequipa

INFORME DE ORIGINALIDAD

9%

INDICE DE SIMILITUD

10%

FUENTES DE INTERNET

3%

PUBLICACIONES

8%

TRABAJOS DEL
ESTUDIANTE

FUENTES PRIMARIAS

1	Submitted to Universidad Católica de Santa María	5%
	Trabajo del estudiante	
2	hdl.handle.net	2%
	Fuente de Internet	
3	repositorio.ucsm.edu.pe	1%
	Fuente de Internet	
4	www.rsc.org	1%
	Fuente de Internet	
5	ouci.dntb.gov.ua	1%
	Fuente de Internet	

Excluir citas

Apagado

Excluir coincidencias < 1%

Excluir bibliografía

Apagado

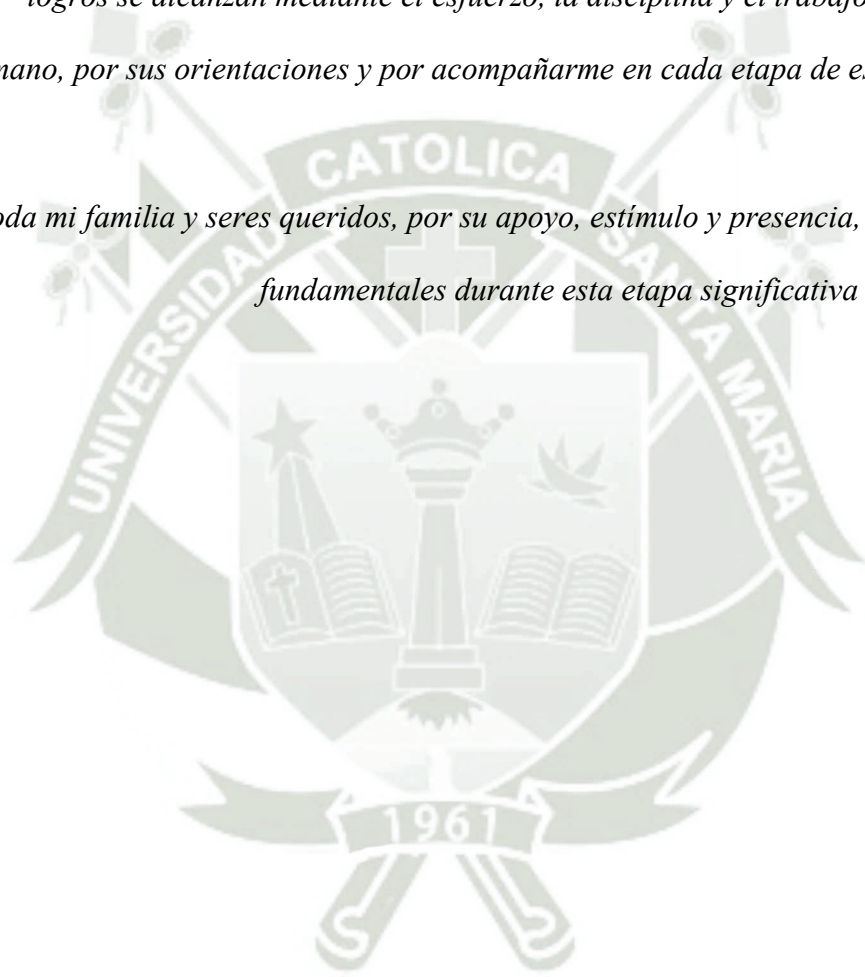
Dedicatoria

A mi madre, por su amor y respaldo incondicional, por ofrecerme palabras de aliento y motivación en los momentos de mayor dificultad, y por constituirse en un pilar esencial a lo largo de este camino.

A mi padre, por ser un referente de perseverancia y fortaleza, y por enseñarme que los logros se alcanzan mediante el esfuerzo, la disciplina y el trabajo constante.

A mi hermano, por sus orientaciones y por acompañarme en cada etapa de este proceso formativo.

A toda mi familia y seres queridos, por su apoyo, estímulo y presencia, que fueron fundamentales durante esta etapa significativa de mi vida.



Agradecimientos

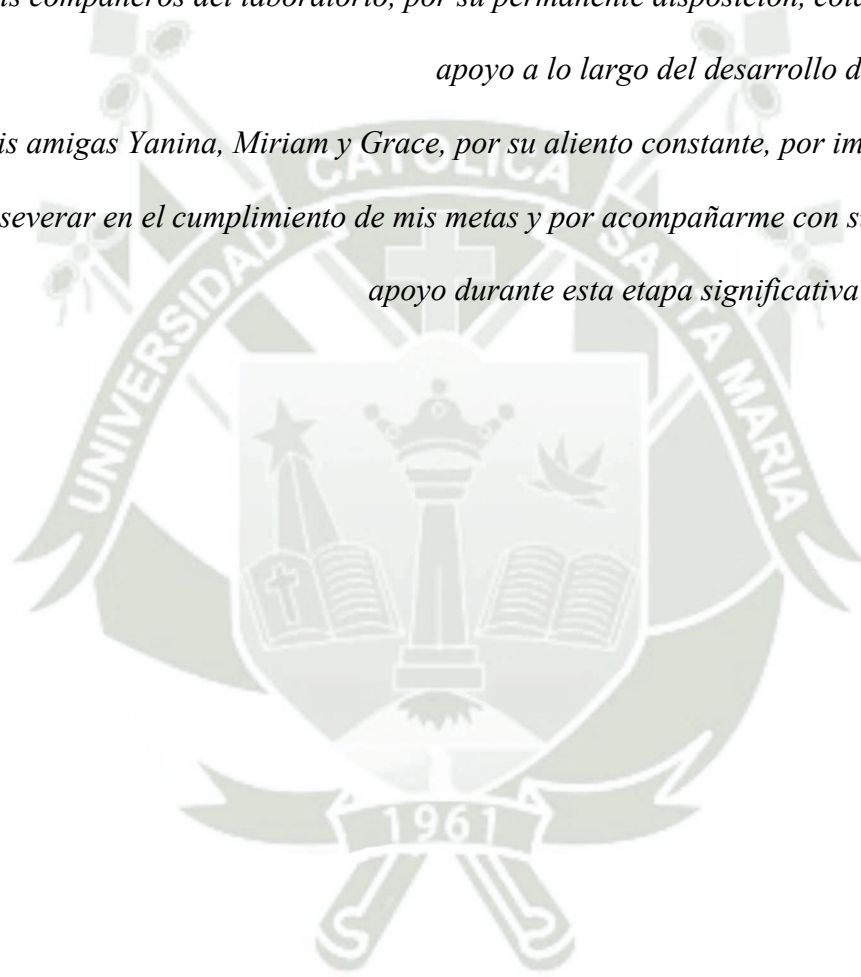
Deseo expresar mi más profundo agradecimiento a mi asesor, Dr. Gilberto Colina

Andrade, por su confianza, paciencia, constante orientación y valioso respaldo.

*Reconozco y valoro el tiempo y los conocimientos que generosamente compartió, los
cuales fueron determinantes para la realización de esta investigación.*

*A mis compañeros del laboratorio, por su permanente disposición, colaboración y
apoyo a lo largo del desarrollo de esta tesis.*

*A mis amigas Yanina, Miriam y Grace, por su aliento constante, por impulsarme a
perseverar en el cumplimiento de mis metas y por acompañarme con su amistad y
apoyo durante esta etapa significativa de mi vida.*



RESUMEN

El incremento en la demanda global de agua ha generado una elevada producción de lodos en las plantas de tratamiento de agua potable, los cuales suelen ser dispuestos de forma inadecuada, generando impactos negativos en el ambiente y la salud humana. No obstante, estos residuos poseen potencial para su reutilización como materiales adsorbentes. Este estudio evalúa la eficiencia del lodo activado térmicamente proveniente de la Planta de Tratamiento de Agua Potable (PTAP) “La Tomilla” en la remoción de arsénico (As) en medios acuosos. La caracterización del material se realizó mediante Difracción de Rayos X (DRX), Fluorescencia de Rayos X (XRF), Espectroscopia Infrarroja por Transformada de Fourier (FTIR) y Análisis BET de Área Superficial. Los resultados del análisis FTIR muestran grupos funcionales relacionados con Si y Al, mientras que el área superficial específica fue $51.83 \text{ m}^2/\text{g}$, tras la activación térmica a diferentes temperaturas (200°C , 300°C , 400°C y 500°C), se observó que el área superficial específica aumentó hasta $68.01 \text{ m}^2/\text{g}$ para la muestra modificada térmicamente a 300°C (LA300). Sin embargo, el área superficial disminuye para la muestra activada a 500°C (LA500) debido al cambio de la estructura del óxido de aluminio a una forma cristalizada.

La muestra LA300 mostró la mayor eficiencia de remoción de As ($90,81\%$), superior a otras temperaturas evaluadas. El diseño experimental Box-Behnken indicó que la máxima remoción (98.02%) fue para $C_{0\text{As}} = 10 \text{ mg/L}$, pH 6 y $d = 13 \text{ g/L}$. Los estudios cinéticos evidenciaron que el proceso sigue un modelo de pseudo-segundo orden, lo que sugiere que el mecanismo de adsorción está relacionado con la quimisorción. Asimismo, el modelo de Langmuir describió adecuadamente el proceso de adsorción ($R^2 = 0.998$), indicando que el sistema sigue un comportamiento más cercano al de una adsorción en monocapa sobre una superficie homogénea. Los resultados obtenidos evidencian que la calcinación constituye una técnica efectiva para la obtención de adsorbentes derivados de lodos de PTAP, con alta capacidad para la remoción de As.

Palabras claves: Lodo de Tratamiento de Agua Potable (LTAP), adsorción, arsénico.

ABSTRACT

The increase in global demand for water has generated a high production of sludge in drinking water treatment plants, which is often disposed of improperly, generating negative impacts on the environment and human health. However, these residues have the potential to be reused as adsorbent materials. This study evaluates the efficiency of thermally activated sludge from the “La Tomilla” Drinking Water Treatment Plant (WWTP) in the removal of arsenic (As) in aqueous media. The characterization of the material was carried out using X-ray diffraction (XRD), X-ray fluorescence (XRF), Fourier transform infrared spectroscopy (FTIR), and BET surface area analysis. The results of the FTIR analysis show functional groups related to Si and Al, while the specific surface area was 51.83 m²/g. After thermal activation at different temperatures (200°C, 300°C, 400°C, and 500°C), the specific surface area was observed to increase to 68.01 m²/g for the sample thermally modified at 300°C (LA300). However, the surface area decreased for the sample activated at 500°C (LA500) due to the change in the aluminum oxide structure to a crystallized form.

Sample LA300 showed the highest As removal efficiency (90.81%), higher than other temperatures evaluated. The Box-Behnken experimental design indicated that the maximum removal (98.02%) was for COAs = 10 mg/L, pH 6, and d = 13 g/L. Kinetic studies showed that the process follows a pseudo-second-order model, suggesting that the adsorption mechanism is related to chemisorption. Furthermore, the Langmuir model adequately described the adsorption process ($R^2 = 0.998$), indicating that the system behaves closer to monolayer adsorption on a homogeneous surface. The results obtained demonstrate that calcination is an effective technique for obtaining adsorbents derived from WWTP sludge, with a high capacity for As removal.

Key words: Drinking Water Treatment Sludge (DWTS), adsorption, arsenic.

INDICE

DEDICATORIA

AGRADECIMIENTOS

RESUMEN

ABSTRACT

INTRODUCCIÓN1

CAPÍTULO I4

1. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA5

1.1. Problemática de la investigación5

1.2. justificación de la investigación7

1.3. Objetivos.....10

1.3.1. Objetivo general.....10

1.3.2. Objetivos específicos.....10

CAPÍTULO II12

2. FUNDAMENTO TEÓRICO13

2.1. Antecedentes de la investigación13

2.2. Marco teórico16

2.2.1. Contaminación ambiental.....17

2.2.2. Metales pesados.....17

2.2.3. Contaminación por metales pesados17

2.2.4. Arsénico18

2.2.5. Especiación acuosa de arsénico.....18

2.2.6. Contaminación por arsénico.....21

2.2.7. Adsorción22

2.2.8. Lodos de tratamiento de agua potable.....22

2.2.9. Aplicación de lodos.....	24
2.2.10. Reutilización de lodos como adsorbente de contaminantes	24
2.2.11. Economía circular.....	26
2.3. Marco legal.....	26
2.3.1. Normativa general	26
2.3.2. Normativa específica.....	27
CAPÍTULO III	30
3. METODOLOGÍA	31
3.1. Tipo y nivel de la investigación	31
3.2. Diseño de la investigación	31
3.3. Métodos de investigación.....	32
3.3.1. Área de estudio.....	32
3.3.2. Selección de muestra.....	32
3.3.3. Materiales y reactivos.....	32
3.3.4. Métodos para la obtención de resultados	33
CAPÍTULO IV	48
4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	49
4.1. Caracterización fisicoquímica y estructural del lodo proveniente de la Planta de Tratamiento de Agua Potable “La Tomilla”	49
4.2. Obtención de lodo modificado térmicamente	57
4.3. Optimización de la adsorción de arsénico utilización el diseño de superficie de respuesta Box Behnken	69
4.4. Evaluación de la cinética y los mecanismos de adsorción de arsénico con lodo pretratado a 105 °C (LP105) y lodo activado a 300 °C (LA300)	76
CAPÍTULO V	85

5. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.....	86
5.1. Conclusiones.....	86
5.2. Recomendaciones	87
CAPÍTULO VI.....	88
6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	89
ANEXOS.....	98



ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Estándares de Calidad Ambiental para Agua – Categoría 1: Poblacional y recreacional	28
Tabla 2. Variables de la investigación.....	32
Tabla 3. Condiciones Operacionales del diseño experimental Box Behnken.....	42
Tabla 4. Condiciones Operacionales del modo Batch.....	43
Tabla 5. Resultados del análisis microbiológico	51
Tabla 6. Resultados de la caracterización fisicoquímica del lodo pretratado.....	53
Tabla 7. Composición de óxidos en la muestra de lodo pretratado.....	55
Tabla 8. Resultados del análisis del área superficial de la muestra.....	56
Tabla 9. Resultados del análisis superficial del lodo a diferentes temperaturas	60
Tabla 10. Tabla de análisis de varianza.....	66
Tabla 11. Resultados del porcentaje de remoción de arsénico (%) sobre LA300 utilizando el diseño experimental Box Behnken.....	70
Tabla 12. Resultados del análisis de las variables evaluadas en el diseño experimental Box Behnken.....	72
Tabla 13. Resultados de las constantes de los modelos cinéticos de LP105 y LA300	79
Tabla 14. Comparación de parámetros de las isothermas de Langmuir y Freundlich	82

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Diagrama E-pH de As-H ₂ O a 25 °C	19
Figura 2. Distribución de especies de As (III) en función del pH.....	20
Figura 3. Distribución de especies de As (V) en función del pH.....	20
Figura 4. Proceso de activación térmica del LC.....	39
Figura 5. Muestra de lodo crudo de la Planta de Tratamiento de Agua Potable "La Tomilla"	49
Figura 6. Análisis de metales presentes en la muestra de LC	52
Figura 7. Muestra de lodo seco a 105 °C	52
Figura 8. Composición mineralógica, CM del LP	54
Figura 9. Espectro del análisis de FTIR de la muestra de lodo seca	55
Figura 10. Activación térmica del lodo seco a diferentes temperaturas.....	57
Figura 11. Espectros realizados a los lodos producto de la activación térmica del lodo a diferentes temperaturas (A: LP105, B: LA200, C: LA300, D: LA400, E:500).....	59
Figura 12. A: Clasificación de isothermas de fisisorción, B: Clasificación de bucles de histéresis	62
Figura 13. Curva de calibración para la cuantificación de As total	63
Figura 14. Distribución composicional del promedio de la remoción de arsénico a diferentes temperaturas de activación. %R: remoción, %NR: No remoción.....	64
Figura 15. Estimación composicional de la remoción de arsénico a diferentes temperaturas de activación mediante modelo GAM.	65
Figura 16. Análisis de comparaciones múltiples de Tukey. A) Comparación entre pares. B) comparación global de medias.....	67

Figura 17. Remoción de As en función al tiempo A: Promedio del porcentaje de remoción de As a diferentes tiempos, B: Derivada numérica del ilr de remoción de arsénico respecto al tiempo.....	68
Figura 18. Gráfica 3D de la superficie de respuesta del porcentaje de remoción de arsénico con lodo activado a 300 °C	74
Figura 19. Espectros de la muestra de lodo activado a 300 °C antes y después del proceso de adsorción de As	76
Figura 20. Concentración residual de arsenico sobre LP105 y LA300 con relación al tiempo	77
Figura 21. Cinética de adsorción de LP105 y LA300 en As.....	77
Figura 22. Comparación de los modelos de las Isotermas de Langmuir y Freundlich con los resultados experimentales de remoción de As sobre LA300	80
Figura 23. Mecanismo de adsorción de arsenico sobre lodo de PTAP.....	83

INTRODUCCIÓN

La presencia de metales pesados y metaloides en cuerpos de agua representa una de las problemáticas ambientales más críticas, debido a que persisten sin descomponerse ni degradarse. Estos contaminantes no solo alteran la calidad del agua, sino que también ingresan a la cadena alimentaria, representando un riesgo grave para la salud humana y la biodiversidad (Gupta et al., 2021).

A diferencia de otros metales, el arsénico (As) es un elemento ampliamente distribuido en el medio ambiente, cuya presencia se debe tanto a fuentes naturales (erosión del suelo, lixiviación de minerales y procesos de meteorización), como antropogénicas (residuos industriales, drenaje de minas, fundición de metales no ferrosos, producción industrial, y la aplicación de pesticidas y herbicidas). (Jiang et al., 2025; Jo et al., 2021; Kavacık & Dölgen, 2022)

En aguas naturales, el arsénico inorgánico se presenta predominantemente en dos formas: arseniato (As(V)) y arsenito (As (III)). De estas, el As (III) es considerablemente más tóxico y móvil que el As(V), siendo aproximadamente 60 veces más perjudicial para la salud humana ya que, al encontrarse en forma trivalente, es más soluble en agua que el As(V), lo que facilita su transporte y dispersión en sistemas acuáticos (Baigorria et al., 2022; Wang et al., 2022).

De acuerdo con la Organización Mundial de la Salud (OMS), se encuentra entre las diez sustancias más peligrosas presentes en el agua, y es considerado uno de los contaminantes acuáticos más relevantes a nivel global (Baigorria et al., 2022). Se estima que, en el 2020, alrededor de 200 millones de personas estuvieron expuestas a niveles elevados de arsénico en el agua, comprometiendo la calidad del agua en más de 105 países incluidos China, Bangladesh, Hungría, España, Croacia, Vietnam, Estados Unidos, Argentina, México, Perú, Chile y Nicaragua. (Jiang et al., 2025; Kavacık & Dölgen, 2022; Wang et al., 2022)

El As es clasificado como un agente carcinógeno del Grupo I por la Agencia Internacional para la Investigación sobre el Cáncer (IARC), que se ha relacionado con la aparición de diversos tipos de cáncer, incluyendo los de vejiga, pulmón, piel, riñón, fosas nasales, hígado y próstata. (Jiang et al., 2025; Wang et al., 2022) Asimismo, se han documentado efectos no cancerígenos como problemas cardiovasculares, respiratorios, inmunológicos, neurológicos, gastrointestinales, endocrinos y está asociación con la diabetes. Por ello, resulta esencial el desarrollo de tecnologías eficientes que permitan remover As en fuentes hídricas.

Actualmente, los métodos más empleados para la eliminación de arsénico incluyen procesos como coagulación, precipitación, intercambio iónico, ósmosis inversa, separación por membranas, oxidación y adsorción. Entre ellos, la adsorción destaca como una de las técnicas más efectivas, gracias a sus ventajas operativas: Es de bajo costo, fácil implementación, alta eficiencia y se considera una alternativa sostenible y versátil para la remoción de agua contaminada con arsénico. (Baigorria et al., 2022; Jo et al., 2021)

Sin embargo, es necesario seguir desarrollando materiales innovadores y accesibles que logren mitigar este problema ambiental. En particular, los lodos generados en Plantas de Tratamiento de Agua Potable (PTAP) son residuos sólidos de composición heterogénea generados principalmente durante el proceso de coagulación que están conformados por una mezcla compleja de materia orgánica, metales, partículas húmicas y sólidos coloidales en suspensión. Estos residuos han emergido como una alternativa prometedora, dado su contenido en óxidos metálicos (como Fe, Al y Mn), conocidos por su afinidad con especies de As. (Bolisetty et al., 2019; Yeo et al., 2021)

Actualmente, la disposición inadecuada de los lodos de plantas potabilizadoras representa un riesgo ambiental y sanitario. Dado su creciente volumen, se busca desarrollar estrategias sostenibles que permitan su reutilización o reciclaje, minimizando su impacto y aprovechando su potencial como recurso. Estos lodos pueden convertirse en materiales

adsorbentes con capacidad para inmovilizar contaminantes metálicos a través de mecanismos de intercambio iónico y atracción electrostática. Estudios recientes han demostrado que los lodos de PTAP pueden alcanzar eficiencias de remoción de arsénico superiores al 80% en condiciones controladas (Zeng, Wang, et al., 2020).

En este contexto, la presente investigación propone la valorización de estos residuos como un material adsorbente alternativo, eficiente y de bajo costo. La aplicación de esta tecnología puede beneficiar a comunidades con acceso limitado a sistemas convencionales de tratamiento, a las PTAP mediante la reducción de costos y volúmenes de disposición de residuos, y a las entidades responsables de la gestión ambiental al ofrecer una alternativa técnica viable enmarcada en los principios de la economía circular.

El objetivo de este trabajo fue estudiar el potencial de los lodos de plantas de tratamiento de agua potable como adsorbente para la remoción de arsénico en solución acuosa para contribuir al desarrollo de estrategias de tratamiento más sostenibles y orientadas a la economía circular en la gestión del recurso hídrico.



CAPÍTULO I

1. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

1.1. Problemática de la investigación

El agua es uno de los recursos más importantes y necesarios para el desarrollo social en el mundo. El crecimiento demográfico, el desarrollo económico y el cambio en los patrones del consumo son los principales factores que producen mayor demanda mundial del agua, en consecuencia, se han creado e instalado más plantas de tratamiento de agua potable, las cuales requieren procesos que inevitablemente generan mayor cantidad de subproductos derivados de sus procesos. (Ociński, Jacukowicz-Sobala, Mazur, et al., 2016)

El proceso de potabilización del agua requiere del uso de productos químicos que, al mezclarse con la materia orgánica e impurezas suspendidas presentes en el agua, se generan residuos principalmente lodos con altas concentraciones de aluminio. La mala disposición de lodos causa un impacto negativo en el ambiente y afecta a la salud humana, por lo que es necesario tratarlos adecuadamente, sin embargo, conlleva el aumento en los costos operativos de las PTAP. Por ello, en la actualidad se están realizando investigaciones sobre nuevos métodos de eliminación y diversas aplicaciones para la reutilización y reciclaje de lodos.

Ren et al. (2020) menciona que la producción de lodos de las plantas de tratamiento de agua potable representa entre el 1 % y el 3 % del volumen del agua sin tratar utilizada durante el proceso. En china, la generación de residuos provenientes del tratamiento de agua potable es de 2,3 millones de toneladas/año, considerada la más grande del mundo. Si embargo, Corea del Sur es el país con mayor cantidad de generación anual de lodos por persona, con 2,2 millones de toneladas.

A nivel nacional, Perú no cuenta con una estadística exacta sobre la cantidad de lodos generados en las plantas de tratamiento de agua potable y su disposición final. La mayoría de las empresas optan por los rellenos sanitarios como el destino final de los lodos o caso

contrario son vertidos directamente a los ríos, provocando alteración en la calidad ambiental (Romero Lanasque & Gamarra Román, 2019).

Según el Ministerio del Ambiente, en el Perú sólo se cuenta con 65 infraestructuras o rellenos sanitarios para la correcta disposición final de lodos. Asimismo, el Ministerio de Vivienda, Construcción y Saneamiento, dispone las condiciones mínimas para el manejo de lodos generados en las PTAP e incluye la regulación de las instalaciones para la disposición final de lodos, indica como tratamiento mínimo la deshidratación y su reaprovechamiento en la medida de lo posible.

En el caso de la PTAP “La Tomilla” de la EPS SEDAPAR S.A. abastece de agua potable a 140,609 conexiones, es decir 53.56 % del total de conexiones en la ciudad de Arequipa Metropolitana y cuenta con un caudal de producción de 1500 L/s. Los lodos generados en la planta de tratamiento, como subproductos de las tres unidades de operación son purgados periódicamente mediante tuberías que transportan los residuos al Canal Lari (SEDAPAR S.A., 2020).

Por otro lado, el arsénico en agua podría estar presente por origen natural, movilizándose a través de una combinación de procesos naturales, como reacciones de meteorización, actividad biológica y emisiones volcánicas. También debido a fuentes antropogénicas, incluidas actividades agrícolas, industriales o lixiviados de drenaje de mina.

La contaminación por arsénico es preocupante debido a los efectos adversos para los seres humanos, como hipertensión, enfermedades respiratorias, insuficiencia renal crónica y varios tipos de cáncer (J. G. Kim et al., 2020). Según la Organización Mundial de la Salud, la Agencia de Protección Ambiental y la Unión Europea han establecido un límite máximo de 10 µg/L para el arsénico en agua potable.

En América Latina, presenta la misma problemática, considerando también que los límites permisibles de algunos de estos países son mayores a los recomendados por la OMS. En los

últimos 10 a 15 años se han reportado nuevas investigaciones sobre arsénico en Argentina, Costa Rica, Brasil, Chile, Colombia, Ecuador, El Salvador, Guatemala, México, Nicaragua y Perú (Kumar et al., 2019).

En el Perú, la presencia de arsénico en el agua se debe principalmente a fuentes geogénicas, con registros superiores a 150 $\mu\text{g/L}$ en regiones como Junín, Puno, Lima y Tacna (Jerí et al., 2022). La normativa nacional, establecida en el Decreto Supremo N.º 004-2017-MINAM, fija un límite máximo permisible de 0.010 mg/L para arsénico en cuerpos de agua (MINAM, 2017). Según Fano et al. (2019), Perú se encuentra entre los cinco países más afectados por esta problemática en América Latina.

Los distritos de Juliaca y Caracoto, donde la concentración de arsénico del 96 % de las muestras de agua subterránea superan los límites, del mismo modo el Río Rímac ubicado en Lima presentó una concentración de 21,7 microgramos por Litro. Provocando una amenaza de salud pública que requiere una amplia investigación y acción (George et al. 2014).

1.2. Justificación de la Investigación

Las plantas de tratamiento de agua potable presentan un inadecuado manejo de sus residuos, producto de la limpieza y mantenimiento de sus unidades de tratamiento, generalmente son vertidos a cuerpos de agua (canales o ríos), provocando impactos negativos ambientales, que afecta directamente la calidad de vida de las personas. (Romero Lanasque & Gamarra Román, 2019)

Por este motivo es importante implementar alternativas para la reutilización y reciclaje de dichos residuos aprovechando sus características fisicoquímicas. Esta investigación se puede validar a partir de los siguientes enfoques:

1.2.1. Justificación Ambiental

La presente investigación propone el uso de lodos de una planta de tratamiento de agua potable para la adsorción de arsénico en agua, aprovechando sus concentraciones altas de

aluminio y su gran afinidad con el arsénico. De esta manera, puede representar una solución para minimizar la cantidad de residuos descargados hacia cuerpos de agua, que terminarán contaminando aguas abajo de la PTAP y al desembocar en el mar causan eutrofización, generando un desequilibrio en el ecosistema (Canazas et al., 2022). Así mismo, se propone una solución eficiente para un problema ambiental global, ya que se utilizarán los lodos para remover el arsénico en cuerpos de agua, reduciendo su efectos adversos y potencial tóxico para el medio ambiente y la salud humana. De este modo, contribuir al avance del Objetivo de Desarrollo Sostenible 6 cuyo objetivo es garantizar la disponibilidad y la gestión sostenible del agua limpia, mediante la eliminación de arsénico en agua, además de reducir la bioacumulación de este metal pesado en los cultivos. (Programa De Las Naciones Unidas Para El Desarrollo, 2022)

1.2.2. Justificación Económica

Actualmente las empresas privadas encargadas de las plantas de tratamiento de agua potable no realizan un tratamiento adecuado, ni disponen correctamente los lodos debido al gasto adicional que conlleva el manejo y transporte, teniendo en cuenta el gran volumen que ocupan los lodos complicando su transporte. (Romero Lanasque & Gamarra Román, 2019) Por lo que la alternativa que se plantea en esta investigación pretende disminuir los costos para la eliminación de residuos, ya que tiene como base la reutilización de lodos para mejorar la calidad de vida de la población. Además, se plantea una tecnología sencilla, con requisitos energéticos bajos y económico debido a que se usaran residuos como material adsorbente de arsénico, mediante pruebas Batch con muestras de lodo seco y activado térmicamente a comparación de otras medidas más costosas.

1.2.3. Justificación Social

El mayor problema de los lodos generados es que contienen 90% de humedad por lo que su manejo y transporte es tedioso, así como su disposición final debido al gran volumen que

ocupa; generando impacto en el entorno y alterando la calidad de vida de las personas. (Romero Lanasque & Gamarra Román, 2019) La presente investigación pretende generar una alternativa de reúso para el pasivo ambiental generado por las plantas de tratamiento de agua potable, de esta manera lograr que las personas vivan en un ambiente sano y limpio conforme el Objetivo 3: Salud y Bienestar de los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) de las Naciones Unidas, ya que reducirá la presencia de este contaminante en el agua además aportará a la mejora de la calidad de vida de la población, reduciendo los casos de enfermedades cancerígenas, trastornos cardiovasculares, hipotensión, enfermedades metabólicas, relacionadas a los efectos adversos del arsénico en el agua. (Zeng, Liu, Wang, Zhang, Chemical, et al., 2022)

1.2.4. Justificación Política

Considerando la escasa información generada por las entidades competentes y el poco interés de las autoridades por fiscalizar y supervisar la eliminación correcta de los pasivos ambientales de las plantas de tratamiento de agua potable, la presente investigación contribuye en la aplicación de una economía circular en las empresas operadoras de plantas de tratamiento de agua potable e incentivar a las empresas privadas y al estado a buscar alternativas para el reúso de los residuos. (Canazas et al., 2022)

A su vez, se busca implementar una gestión sostenible amigable con el ambiente en las empresas privadas, donde se considera a los lodos un recurso para reducir el impacto ambiental contribuyendo con el Objetivo 6: Agua limpia y Saneamiento de los Objetivos de Desarrollo Sostenible de la Agenda 2030 establecida por las Naciones Unidas.

1.2.5. Justificación Tecnológica

En la presente investigación se desarrolla una alternativa de reutilización de lodos de una planta de tratamiento de agua potable mediante la activación del lodo por modificación

térmica, ya que según Lian et al., (2020) es un método sencillo que elimina materia orgánica que se encuentra en la muestra de lodo que podría ocupar los sitios activos del adsorbente. Esta tecnología es considerada limpia, sostenible e innovadora, ya que los residuos de la planta de tratamiento de agua potable han demostrado tener una capacidad de adsorción comparable a la de los adsorbentes disponibles comercialmente, utilizando diferentes mecanismos de modificación para mejorar el proceso de adsorción, por lo que puede ser replicada para aquellas plantas de tratamiento de agua potable que no realizan algún tratamiento a sus residuos, teniendo en cuenta su bajo costo. (Sharma & Ahammed, 2023)

1.3. Objetivos

1.3.1. Objetivo general

Evaluar la adsorción de arsénico mediante lodo con activación térmica proveniente de la Planta de Tratamiento de Agua Potable “La Tomilla” en la ciudad de Arequipa.

1.3.2. Objetivos específicos

- Describir las características estructurales y fisicoquímicas del lodo residual obtenido del proceso de coagulación floculación de una Planta de Tratamiento de Agua Potable mediante técnicas de análisis químico cualitativo y semi cuantitativo.
- Establecer las condiciones experimentales para la adsorción de arsénico con lodo activado térmicamente a (200, 300, 400 y 500) °C utilizando el método espectrofotométrico azul de molibdeno para la cuantificación de arsénico.
- Optimizar la adsorción de arsénico sobre lodo activado térmicamente proveniente de la Planta de Tratamiento de Agua Potable “La Tomilla” utilizando el diseño de superficie de respuesta Box Behnken.

- Evaluar la adsorción de arsénico mediante lodo con activación térmica proveniente de la Planta de Tratamiento de Agua Potable “La Tomilla” en la ciudad de Arequipa en condiciones optimizadas.

1.4.Hipótesis

Es posible que la modificación térmica del lodo residual químico proveniente de la planta de tratamiento de agua potable “La Tomilla” mejore de forma eficiente la adsorción de arsénico en agua.





CAPÍTULO II

2. FUNDAMENTO TEÓRICO

2.1. Antecedentes de la investigación

El reaprovechamiento de los lodos residuales de las plantas de tratamiento de agua potable representa una solución para minimizar la cantidad de residuos que se descargan en el lecho de los ríos contaminando los ecosistemas aguas abajo. Canazas et al. (2022) plantearon la reutilización de lodos para realizar concreto de resistencia $f'c = 210 \text{ kg/cm}^2$, el concreto más utilizado para la construcción de infraestructuras a nivel nacional. Canazas et al. (2022) reemplazó el agregado fino del concreto por diferentes porcentajes de lodo (3%, 5% y 10%) y obtuvo como mejor resultado el 3% de lodo en sustitución al agregado fino, debido al alto contenido de óxido de silicio que se reflejó en los ensayos de caracterización del lodo.

Asimismo, Ricaldi Porras (2021) reutilizó el lodo residual de la PTAP La Atarjea para el mejoramiento del suelo eriazo y arenoso de La Pampa de Lurín, donde se mezcló el lodo residual con el suelo eriazo en determinados porcentajes y se evaluó la mezcla que tuvo mejores condiciones físicas para la retención de humedad, teniendo como resultado que la mezcla 50%- 50% posee la mejor retención de humedad.

Por otro lado, el lodo proveniente de las plantas de tratamiento de agua potable es considerado un adsorbente eficiente de bajo costo para la eliminación de metales pesados, según Shen et al. (2019) es un subproducto fácil y ampliamente disponible que contribuye con la reutilización beneficiosa de los residuos para controlar la contaminación. La capacidad de adsorción y la tasa de remoción de iones pesados/semipesados depende de las características fisicoquímicas del lodo, las cuales varían según su origen, productos químicos utilizados y los procesos del tratamiento. En su artículo de investigación recopiló diferentes estudios sobre el uso de lodos para la eliminación de metales pesados y semimetales, dentro de ellos Cd, Cr, Co, Cu, Pb, Hg, Ni, Zn, Mo, As, Se y B. Se utilizó diversos mecanismos de adsorción, como la adsorción específica que se refiere a la

complejación superficial entre grupos funcionales e iones pesados y semimetálicos que forman unidades fuertes e irreversibles entre lodos de PTAP y los iones Pb(II), Cu(II), Cd(II), Co(II), Zn(II), Ni(II), Hg(II), As(VI), As(III), Cr(VI), V(V), Mo(VI), Se(IV) generando una alta adsorción y baja desorción, mientras que la adsorción no específica es un fenómeno electrostático relativamente débil y reversible como la adsorción de lodos hacia B(V), Se(VI) y Ga(III) por lo que posee un potencial para la aplicación en el tratamiento de aguas y suelos.

De igual modo, la presencia de metales pesados como el cadmio (Cd), cromo (Cr) y níquel (Ni) en la escorrentía de aguas pluviales es considerado un problema ecológico y de salud humana. Na Nagara et al. (2022) en su investigación, evaluaron la eliminación de estos metales pesados mediante adsorción, utilizando residuos del tratamiento de agua potable a base de aluminio, considerado un adsorbente económico para metales pesados. Para mejorar la permeabilidad, generaron un adsorbente granulado utilizando una técnica ecológica con materiales orgánicos, que encapsuló el lodo con alginato de potasio en solución de calcio preparada a base de polvo de cáscara de huevo por lo tanto el producto es considerado “verde” tanto desde el punto de vista económico como ambiental (Sarkar et al., 2020). El estudio demostró que los gránulos de residuos de tratamiento de agua (WTR) eliminaron cadmio, cromo y níquel de manera simultánea ($Cr > Cd > Ni$). Además, describió la remoción de los metales utilizando modelos cinéticos de pseudo segundo orden y modelos isotérmicos de Langmuir y Freundlich. Lograron probar que los gránulos de WRT tienen un gran potencial para la eliminación de metales pesados de la escorrentía de aguas pluviales. En cuanto a la eliminación de arsénico del agua, es necesario comparar la eficiencia de eliminación de arsénico de adsorbentes hechos a base de diferentes materiales, por ello Kumar et al. (2020) estudiaron la diferencia de un adsorbente a base de aluminio preparado con lodos provenientes de una planta de tratamiento de agua y lodos de drenaje de minas de

carbón recubiertos con poliuretano para la eliminación de As (V). Los estudios determinaron que el absorbente a base de aluminio tuvo un mejor potencial para la remediación de As (V) en agua debido a su gran volumen de poros y su naturaleza mesoporosa.

Existen diferentes tecnologías de adsorción de arsénico utilizando lodos provenientes del proceso de retrolavado de plantas de tratamiento de agua potable, teniendo una gran superficie específica del adsorbente y como componente principal el FeOOH , el cual posee gran afinidad por el arsénico. También se han desarrollado diferentes tipos de adsorbentes como magnéticos, granulares a base del lodo discutiendo su eficiencia en la eliminación de arsénico del agua, así como algunas dificultades durante su aplicación (Zeng, Liu, Wang, Zhang, & Li, 2022).

Una de estas dificultades es la presencia de microorganismos y la materia orgánica e inorgánica acumulada con el lodo de alumbre que inhibe la adsorción de arsénico. Jeon et al. (2018) propusieron en su investigación la modificación del lodo por calcinación para eliminar la materia orgánica y activar el adsorbente. Se evaluó sus propiedades físicas y características de adsorción mediante FESEM (Microscopía electrónica de barrido de emisión de campo), DRX, FTIR y análisis BET de área superficial. Se realizaron pruebas a diferentes temperaturas de calcinación, resultando que a $500\text{ }^{\circ}\text{C}$ la capacidad de adsorción fue mayor al lodo crudo, sin embargo, la estructura del óxido de aluminio cambió a una forma cristalizada y redujo el área de superficie por lo que disminuyó también la capacidad de adsorción de arsénico. A diferencia de la calcinación a $300\text{ }^{\circ}\text{C}$, la materia orgánica fue eliminada eficientemente sin modificar la estructura del adsorbente, mostrando una mejor capacidad de adsorción de arsénico.

Otros estudios aplicaron adsorbentes tipo perla utilizando alginato de sodio para aumentar el tamaño de las partículas de lodo, ya que el alginato de sodio es un polímero natural ampliamente utilizado para fabricar fármacos y adsorbentes, además es considerado un

material accesible para la encapsulación de nanopartículas. (Kang et al., 2019) desarrollaron un adsorbente de arsénico utilizando perlas de alginato calcinado que removió eficientemente el arsénico en un corto tiempo, ya que la calcinación de perlas de alginato mejora la cinética de adsorción debido a la eliminación de materia orgánica y generación de poros. La calcinación de perlas mejoró el área superficial aumentando entre 36 y 100 veces en comparación con los adsorbentes secos.

Se evaluó la adsorción de As (III) y As (V) con lodos pretratados químicamente en alginato de calcio, formando un adsorbente tipo perla, mostrando una mejor propiedad el adsorbente que contenía 5% de lodos en solución de alginato a una concentración de 1%. En condiciones ligeramente ácidas (pH 4,5), su capacidad máxima de remoción fue de 3,4 mg/g para As (III) y 2,9 mg/g para As(V). En pH neutro la efectividad de adsorción se redujo a 3,3 mg de Arsénico /g para As (III) y 0,7 mg/g para As(V). Los resultados y la metodología propuesta demuestran que la eficiencia de adsorción similar para As(V) y As (III) se produjo en un medio con pH ligeramente ácido (Ociński, Jacukowicz-Sobala, & Kociołek-Balawejder, 2016).

En otros estudios obtuvieron un adsorbente híbrido de quitosano y alginato con lodos de hierro reforzadas con lodo de manganeso, provenientes de residuos de retrolavado de la planta de tratamiento de agua.(Zeng, Wang, et al., 2020) comprobó la buena porosidad del adsorbente y logró una capacidad máxima de adsorción de As (III) de 24,06 mg/g. Además, el adsorbente logro regenerarse mediante aireación de aire en solución de NaOH, logrando el 80 % de remoción de As (III) después de 4 ciclos.

2.2. Marco Teórico

Para comprender el presente trabajo de tesis requiere el análisis previo de los conceptos que se exponen a continuación.

2.2.1. Contaminación Ambiental

La contaminación del agua es el proceso en el que se introducen elementos indeseables en el agua, alterando su calidad afectando negativamente a los seres humanos como al ambiente. Las principales causas de la contaminación del agua es el cambio climático, la contaminación del aire, descarga de efluentes provenientes de la minería y la industria, entre otros. Existen diversos contaminantes presentes en el agua, dentro de estos están los metales pesados que alteran la calidad del agua (Haseena et al., n.d.)

2.2.2. Metales Pesados

Mayormente, estas sustancias tienen números atómicos superiores a 20 y densidades superiores a 5 g/cm³. Algunos metales pesados son necesarios para el funcionamiento normal del organismo, pero en cantidades excesivas tienen impactos negativos en la salud por su naturaleza acumulativa. Por lo que es muy importante controlar sus concentraciones (Pezeshki et al., 2023).

2.2.3. Contaminación por Metales Pesados

La contaminación de fuentes de agua por metales pesados se puede dar a través de procesos naturales, como procesos geológicos, donde los metales pesados mediante escorrentías son transportados a cuerpos de agua superficiales y subterráneos. Sin embargo, la rápida industrialización y el desarrollo urbano han aumentado la presencia de estos metales en el agua generando un riesgo en la accesibilidad de agua potable, debido a sus tendencias tóxicas, de larga duración y bioacumulación en los organismos vivos.

Según Agwu et al. (2023), los metales pesados ingresan al organismo por vía oral, dérmica y por inhalación. Algunos metales pesados como el hierro, cobre y zinc son necesarios para el funcionamiento fisiológico normal de los sistemas de plantas y animales, mientras que el

arsénico, mercurio y cadmio son altamente tóxicos incluso en cantidades mínimas y no tienen ningún beneficio fisiológico.

2.2.4. Arsénico

Es un semimetal o metaloide y elemento natural más abundantes en la corteza terrestre, presenta características químicas metálicas y no metálicas de amplia distribución a nivel global. Este metaloide es un contaminante altamente toxico, incoloro, insípido e inodoro.

El arsénico se encuentra en forma orgánica e inorgánica, siendo la forma inorgánica significativamente más peligrosa que la forma orgánica. Además, está presente en diferentes estados de oxidación en la naturaleza como pentavalente o trivalente. El As (III) o arsenito es unas 60 veces más tóxico que el As (V) o arseniato y su eliminación es mucho más compleja debido a su afinidad con grupos sulfhídricos en las biomoléculas (Zeng, Wang, et al., 2020). Además, el arsénico pentavalente está presente en ambientes aeróbicos y ricos de oxígeno.

2.2.5. Especiación acuosa de arsénico

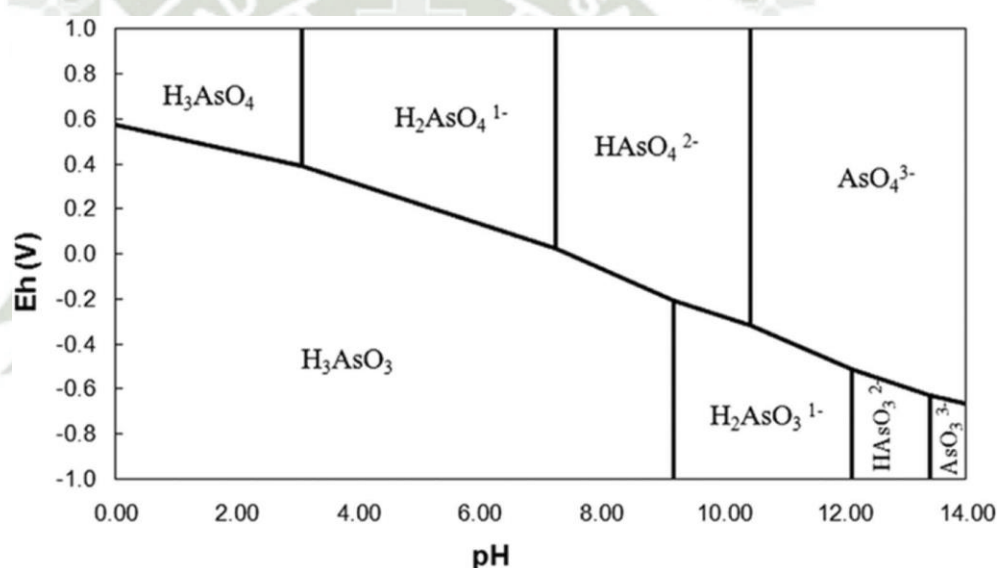
Según Zhang et al. (2022) la presencia de arsénico en aguas naturales se da comúnmente en dos estados de oxidación en formas trivalentes no iónicas [As (III)] y pentavalentes iónicas [As(V)], también se puede presentar como As (0), As(-I) y As(-II) pero con menor frecuencia.

El potencial hidrogenión (pH) influye severamente en la distribución de las especies de arsénico, siendo H_3AsO_3 y $HAsO_4^{2-}$ los compuestos de arsénico natural más comunes. Este metaloide se caracteriza por su sensibilidad al movilizarse en valores de pH 6,5-8,5 comunes de las aguas subterráneas. Por otro lado, otro factor de importancia que controla la especiación de arsénico es el potencial redox (Eh).

El As(V) es la especie predominante presente en condiciones oxidantes y se presenta como oxianiones de ácido arsénico H_3AsO_4 y sus productos de disociación como H_2AsO_4^- , HAsO_4^{2-} y AsO_4^{3-} . Mientras que el As (III) aparece en condiciones ligeramente reductoras como ácido arsénico H_3AsO_3 y sus productos de disociación como H_2AsO_3^- , HAsO_3^{2-} y AsO_3^{3-} . A pesar de que ambos estados de oxidación de arsénico son móviles en el medio, el arsénico trivalente es más lábil y biotóxico (Figura 1).

Figura 1.

Diagrama E-pH de As-H₂O a 25 °C

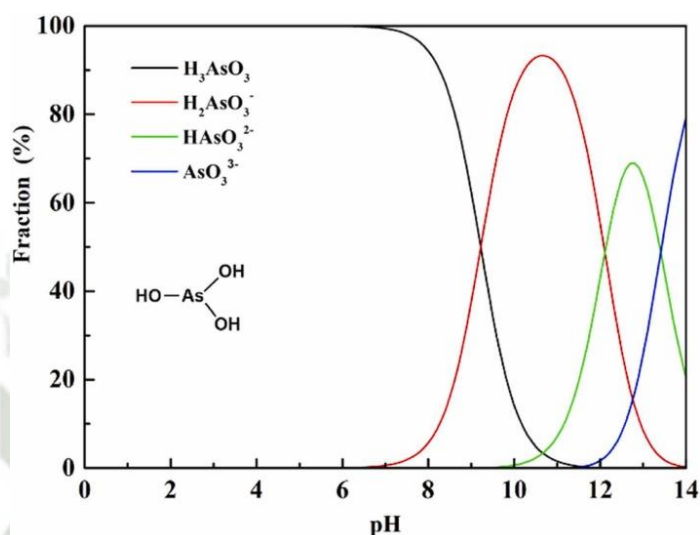


Nota: Adaptado de Zhang et al., 2022

En condiciones oxidantes y sin tener en cuenta otros factores como contenido de materia orgánica, el arsénico pentavalente predomina sobre el trivalente, en la Figura 2, muestra que en valores bajos de pH (< 6,9) el estado As(V) se encuentra como H_2AsO_4^- , mientras que, a pH altos, la especie dominante es HAsO_4^{2-} , además en condiciones de extremada acidez la especie dominante será H_3AsO_4^0 y la especie dominante en condiciones de extrema basicidad será AsO_4^{3-} (figura 3).

Figura 2.

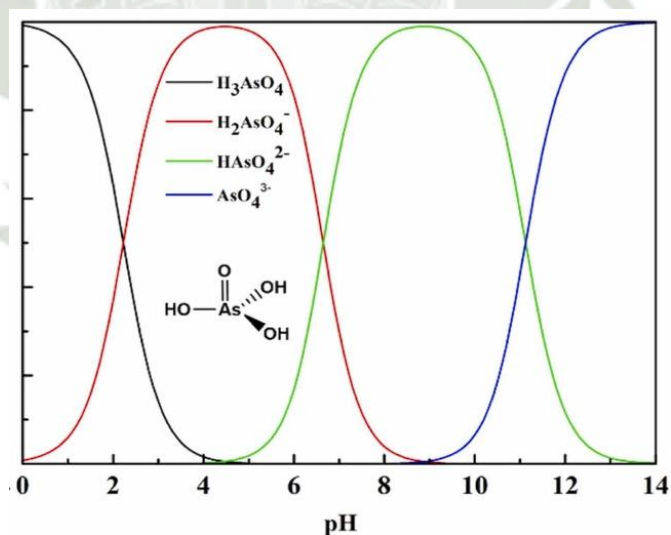
Distribución de especies de As (III) en función del pH.



Nota: Adaptado de Zhang et al., 2022

Figura 3.

Distribución de especies de As (V) en función del pH.



Nota: Adaptado de Zhang et al., 2022

Existen otros factores como la concentración de determinados elementos que también controlan la especiación de arsénico y por lo tanto su movilidad en el medio. Como en el caso de la presencia de azufre en concentraciones altas donde predominan las especies acuosas de azufre y arsénico, como el tioarsénico (TA).

2.2.6. Contaminación por Arsénico

El arsénico es un elemento presente en varias regiones a diferencia con otros metales pesados, su alta toxicidad y carcinogenicidad incluso en bajas concentraciones han generado gran preocupación.

La presencia del arsénico en el agua es preocupante debido a su amplia distribución y biotoxicidad. Se estima que más de 200 millones de personas en al menos 70 países están expuestas al arsénico a través del consumo de agua contaminada. Países como Bangladés, India, China, Pakistán, México, Brasil, Argentina, Chile, Estados Unidos, Italia, Malasia, Indonesia, Vietnam, Japón, Nepal, Tailandia, Irán, Rumania, Hungría, Nicaragua, Perú, Austria, Croacia, Finlandia, Francia, Alemania, Grecia, Rusia y Serbia, entre otros, han reportado concentraciones elevadas de este elemento en sus fuentes de agua potable. China es considerado el país más contaminado con arsénico, ya que desde el año 2013, 20 millones de personas viven en áreas con alto riesgo de contaminación por arsénico.

- **Efectos en la salud**

El agua contaminada con arsénico puede provocar diversos efectos adversos para la salud después de exposiciones agudas y crónicas, como cambios dérmicos (pigmentación, hiperqueratosis y ulceración), respiratorios, pulmonares, cardiovasculares, gastrointestinales, hematológicos, hepáticos, renales, neurológicos, de desarrollo, reproductivos, inmunológicos, efectos genotóxicos, mutagenéticos y es considerado un carcinógeno humano de clase uno (Kumar,2002). Como veneno microvascular el arsénico es distribuido a todos los tejidos y órganos del cuerpo a través del sistema circulatorio. La toxicidad del arsénico también puede transmitirse al feto desde la madre, afectando su crecimiento y salud (Richter et al., 2022).

- **Efectos en el medio ambiente**

El arsénico se puede encontrar en altos niveles en las aguas subterráneas de diversos países del mundo, principalmente en el sudeste asiático, permanece en la naturaleza durante mucho tiempo debido a su descomposición. Además de causar toxicidad para las plantas y los microorganismos del suelo, daña al medio ambiente al penetrar profundamente en las aguas subterráneas. Las investigaciones han demostrado que el cultivo en suelo contaminado con arsénico puede causar la acumulación de este contaminante en los alimentos (Natasha et al., 2021).

2.2.7. Adsorción

La adsorción es un proceso mediante el cual una sustancia procedente de otra fase (gas o líquido) se une o queda fijada sobre la superficie de un sólido. La sustancia que se fija en la superficie es llamada adsorbato mientras que la fase que la retiene recibe el nombre de adsorbente.

La adsorción se da mediante tres etapas, la primera se llama difusión externa, donde el adsorbato se acerca a la superficie del adsorbente venciendo la resistencia de la capa límite alrededor del sólido. En la segunda etapa, también llamada difusión interna, se realiza una transferencia de masa y la sustancia se transporta a través de la red porosa del adsorbente. Finalmente, en la tercera etapa, el adsorbato se adhiere y se fija en un sitio adecuado del sólido adsorbente. (García-Rojas et al., 2012)

2.2.8. Lodos de Tratamiento de Agua Potable

Se refiere a desechos generados por los procesos de tratamiento de agua potable. Sus características varían según las propiedades del agua de origen y los métodos de tratamiento que se utilizan (Nguyen et al., 2022).

En las plantas de tratamiento de agua potable, el residuo más común es el lodo de alumbre, donde varía mucho el contenido de aluminio entre lodos de diferentes plantas, sin embargo, como promedio representan el 30% de la composición química del lodo (Kang et al., 2019).

Además del aluminio, los lodos contienen diversos componentes orgánicos e inorgánicos como Ca, SiO₂, Fe, Cl, los cuales se eliminan del agua cruda durante el tratamiento del agua (Nguyen et al., 2022).

Actualmente las tres prácticas más habituales de eliminación de lodo de plantas de tratamiento de agua potables son:

- Descarga en cuerpos de agua naturales, en la mayoría de ciudades, debido a la falta de disponibilidad de terreno y la inexistencia de regulaciones ambientales, los lodos se descargan directamente a cuerpos de agua sin ningún tratamiento, generando impactos negativos al medio acuático y generando un riesgo de acumulación de aluminio en los organismos acuáticos, llegando a la bioacumulación en el cuerpo humano.
- Descarga en tuberías de aguas residuales, trasladan los lodos a las plantas de tratamiento de aguas residuales para poder ser tratados con los lodos de depuración, esta práctica es común cuando la PTAP y la PTAR se encuentran relativamente cerca y no superan la carga de trabajo permitida de la PTAR, caso contrario afectaría gravemente el funcionamiento del sistema de red de tuberías de alcantarillado urbano.
- La descarga a vertedero es el método más tradicional y sencillo para las plantas de tratamiento de agua potable, comprende un proceso de deshidratación y compresión del lodo, de esta manera lograr una torta que luego es vertida junto a los residuos domésticos o se puede utilizar para cubrir los residuos, a pesar de darse un proceso

previo provocara impactos ambientales adversos, ya que los metales pesados y contaminantes que posee el lodo puede filtrarse al suelo para contaminar el agua y el suelo. Sin embargo, los costos elevados que genera el transporte de lodos están volviendo menos viable este método (Zeng, Liu, Wang, Zhang, & Li, 2022)

2.2.9. Aplicación de Lodos

Para la correcta gestión de lodos provenientes de las plantas de tratamiento de agua potable es necesario darle un enfoque en base a la reutilización y el reciclaje de estos residuos, ya que evitar la generación de los lodos es inviable, por lo que a continuación se muestran algunas de las aplicaciones que se están realizando en la actualidad aprovechando su potencial en diversos campos.

2.2.10. Reutilización de Lodos como Adsorbente de Contaminantes

Mediante diversos estudios se ha comprobado el éxito en la reducción de la contaminación y la mejora de la calidad del ambiente utilizando lodos de las plantas de tratamiento de agua potable como adsorbente de contaminantes, por ejemplo, el fósforo, metales pesados (Mercurio, cadmio, plomo, cromo y arsénico), fluoruro, perclorato, sulfuro de hidrogeno, dióxido de azufre y dióxido de carbono.

La capacidad de eliminación de los diferentes contaminantes depende principalmente de las propiedades fisicoquímicas del lodo relacionadas con la calidad del agua cruda y el proceso de tratamiento del agua, además influye las condiciones experimentales y pretratamiento o modificación del lodo. (Nguyen et al., 2022)

Los óxidos de hierro presentes en el lodo proveniente de las plantas de tratamiento de agua potable han demostrado una afinidad notable por las especies arsenicales, siendo común el uso de compuestos como ferrihidrita, goethita, akagenita y óxido de hierro.

- Reutilización de lodos en la agricultura

Teniendo en cuenta que la composición del lodo seco de una PTAP es similar a la del suelo, compuesto por materia orgánica y sales inorgánicas que contribuyen al crecimiento de las plantas, es posible reutilizar los lodos como mejorados o acondicionador del suelo, mezclando una dosis controlada y limitada de lodo seco al suelo para las plantaciones, de tal manera garantizar que la presencia de metales pesados del lodo no cause daños a las aguas subterráneas y al medio ambiente. Por lo tanto, según diversas investigaciones, es necesario realizar un pretratamiento adecuado al lodo (Zeng, Liu, Wang, Zhang, & Li, 2022).

- Reutilización de lodos en materiales de construcción

Diferentes estudios señalan que es posible la aplicación de los lodos de las plantas de tratamiento de agua potable como materia prima para la fabricación de ladrillos y cemento. Al contener un porcentaje aproximado de 25% de sustancias inorgánicas como silicio, hierro, aluminio y calcio, y pueden ser utilizadas mezclándose entre un porcentaje del 30% al 45% con arcilla u otros materiales, resultando como productos finales ladrillos que cumplen con las normas técnicas.

Por otro lado, estudios demostraron que la composición química de lodo seco de las PTAP es similar a la de la materia prima de arcilla de cemento que se usa en la industria del cemento ya que presenta un contenido alto de SiO_2 que puede reemplazar parte de la materia prima silícea del cemento, este producto cumple con los estándares de control de calidad. Sin embargo, las propiedades químicas del lodo son cambiantes por diversos factores, lo que puede afectar la estabilidad de producto final (Zeng, Liu, Wang, Zhang, Chemical, et al., 2022).

- Reciclaje de lodos en procesos de potabilización de aguas

Las ventajas del reciclaje de lodos de las plantas de tratamiento de agua potable son reducir el volumen de coagulante que se utilizará y mejorar la eficiencia del tratamiento. Nguyen et

al. (2022) menciona que, para aguas crudas con baja turbidez, si se utiliza aproximadamente el 3% de lodo húmedo con una cantidad específica de coagulantes frescos, la tasa de turbidez y color fue alta superando el 80% aproximadamente. Por otro lado, se ha investigado que la aplicación de lodos reduce la contaminación de las membranas, además reciclar lodos con carbón activado en polvo es mucho más efectivo que solo lodo.

2.2.11. Economía Circular

La economía circular se ha vuelto más popular en la gestión ambiental, principalmente en los sectores de agua y saneamiento. Los enfoques de la economía circular tienen como objetivo eliminar los conceptos de desperdicio y fin de la vida útil implementando acciones de reciclaje y reutilización de materiales y productos.

Debido a que los métodos de eliminación de lodos de las Plantas de Tratamiento de Agua Potable son aún deficientes, existe una gran necesidad de desarrollar prácticas de gestión de lodos más sostenibles, y considerarlos como un recurso reutilizables y reciclables en base a los principios de la economía circular. (M. D. Nguyen et al., 2022)

2.3.Marco legal

2.3.1. Normativa general

- **Constitución Política del Perú**, en el numeral 22 del artículo 2 de la Constitución Política del Perú contempla que toda persona tiene derecho a gozar de un ambiente equilibrado y adecuado para el desarrollo de su vida. Además, en el Artículo 67 menciona que “el estado determina la Política Nacional del Ambiente”. Promueve el uso sostenible de sus recursos de forma responsable pensando en futuras generaciones”
- **Ley general del ambiente – Ley N° 28611**, establece principios y normas básicas para asegurar el efectivo ejercicio del derecho a un ambiente saludable, equilibrado

y adecuado para el pleno desarrollo de la vida, además de velar por el cumplimiento del deber de contribuir a una efectiva gestión ambiental y protección del ambiente, así como sus componentes.

- **Ley de Recursos Hídricos – ley N° 29338**, que regula el uso y gestión de los recursos hídricos, comprende tanto el agua superficial, subterránea, continental y los bienes asociados a ello.

2.3.2. Normativa específica

- **Estándares Nacionales de Calidad Ambiental (ECA) para agua – Decreto Supremo 004-2017-MINAM**, el presente decreto “Establece los niveles de concentración de los elementos, sustancias, parámetros físicos, químicos y biológicos, que se encuentran presentes en el agua en su condición de cuerpo receptor y componente básico de los ecosistemas acuáticos, que no representa riesgo significativo para la salud de las personas ni para el ambiente” (MINAM, 2017).

Categoría 1: Poblacional y recreacional

Subcategoría A: Aguas superficiales destinadas a la producción de agua potable

“A2. Aguas que pueden ser potabilizadas con tratamiento avanzado corresponden aquellas aguas destinadas al abastecimiento de agua para consumo humano, sometidas a un tratamiento convencional el cual incluye procesos físicos y químicos avanzados como precloración, microfiltración, ultrafiltración, nanofiltración, carbón activado, osmosis inversa o procesos equivalentes establecidos por el sector competente.” Los Estándares Nacionales de Calidad Ambiental para agua se presenta en la Tabla 1.

Tabla 1.
Estándares de Calidad Ambiental para Agua – Categoría 1: Poblacional y recreacional

Parámetros	Unidad de medida	A1	A2	A3
		Aguas que pueden ser potabilizadas con desinfección	Aguas que pueden ser potabilizadas con tratamiento convencional	Aguas que pueden ser potabilizadas con tratamiento avanzado
FÍSICOS- QUÍMICOS				
Aceites y Grasas	mg/L	0,5	1,7	1,7
Cianuro Total	mg/L	0,07	**	**
Cianuro Libre	mg/L	**	0,2	0,2
Cloruros	mg/L	250	250	250
Color (b)	Color verdadero Escala Pt/Co	15	100 (a)	**
Conductividad	(µS/cm)	1 500	1 600	**
Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO ₅)	mg/L	3	5	10
Dureza	mg/L	500	**	**
Demanda Química de Oxígeno (DQO)	mg/L	10	20	30
Fenoles	mg/L	0,003	**	**
Fluoruros	mg/L	1,5	**	**
Fósforo Total	mg/L	0,1	0,15	0,15
Materiales Flotantes de Origen Antropogénico		Ausencia de material flotante de origen antrópico	Ausencia de material flotante de origen antrópico	Ausencia de material flotante de origen antrópico
Nitratos (NO ₃ ⁻) (c)	mg/L	50	50	50
Nitritos (NO ₂ ⁻) (d)	mg/L	3	3	**
Amoníaco- N	mg/L	1,5	1,5	**
Oxígeno Disuelto (valor mínimo)	mg/L	≥ 6	≥ 5	≥ 4
Potencial de Hidrógeno (pH)	Unidad de pH	6,5 – 8,5	5,5 – 9,0	5,5 - 9,0
Sólidos Disueltos Totales	mg/L	1 000	1 000	1 500
Sulfatos	mg/L	250	500	**
Temperatura	°C	Δ 3	Δ 3	**
Turbiedad	UNT	5	100	**
INORGÁNICOS				
Aluminio	mg/L	0,9	5	5
Antimonio	mg/L	0,02	0,02	**
Arsénico	mg/L	0,01	0,01	0,15
Bario	mg/L	0,7	1	**
Berilio	mg/L	0,012	0,04	0,1
Boro	mg/L	2,4	2,4	2,4
Cadmio	mg/L	0 003	0 005	0 01

Nota: Adaptado del Decreto Supremo N°0004-2017-MINAM

- **Ley de Gestión Integral de Residuos Sólidos – Decreto Legislativo N° 1278**, la presente ley establece derechos, obligaciones, atribuciones y responsabilidades de la sociedad, con la finalidad de propender hacia la maximación constante de la eficiencia en el uso de los materiales y asegurar una gestión y manejo de los residuos sólidos económica, sanitaria y ambientalmente adecuada. Por otro lado, en las Disposiciones Complementarias Finales del mencionado Decreto Legislativo señala que “los lodos generados por las plantas de tratamiento de agua para consumo

humano, las plantas de tratamiento de aguas residuales y otros sistemas vinculados a la prestación de los servicios de saneamiento, son manejados como residuos sólidos no peligrosos, salvo en los casos que el Ministerio de Vivienda, Construcción y Saneamiento indique lo contrario (MINAM, 2017).





CAPÍTULO III

3. METODOLOGÍA

3.1. Tipo y nivel de la investigación

3.1.1. Tipo de investigación

El presente estudio es de tipo experimental, ya que se realizaron las pruebas en laboratorio con variables controladas, evaluando el comportamiento del adsorbente modificado térmicamente bajo distintas condiciones experimentales. Además, tiene un enfoque cuantitativo, ya que busca comprobar la hipótesis mediante la recolección de datos y relaciones causales entre las variables (Sampieri et al., 2018).

3.1.2. Nivel de investigación

Se considera que el nivel de investigación del presente estudio es explicativo, debido a que responde las causas de un fenómeno y establece relaciones de causalidad entre las variables a través de modelos cinéticos, isothermas o caracterización del material adsorbente con el objetivo de explicar los mecanismos de adsorción. (Sampieri et al., 2018)

3.2. Diseño de la investigación

El diseño de la presente investigación es experimental y se utilizó el Software estadístico Design- Expert (Stat Ease 360) a través de un diseño de superficie de respuesta Box Behnken (DBB) donde se tomarán las tres variables independientes (concentración de arsénico, dosis de lodo y pH) y como respuesta: la variable dependiente (Porcentaje de remoción de arsénico), aplicando los experimentos para muestras de lodo modificado térmicamente.

Este diseño permitió optimizar el proceso experimental, utilizar eficientemente los recursos y evaluar las interacciones entre las variables. Las variables consideradas en esta investigación se presentan en la Tabla 2.

Tabla 2.
Variables de la investigación.

Tipo de Variable	Variable	Unidad	Niveles
Variables Independientes	Temperatura de Activación	°C	200, 300, 400 y 500
	pH de la solución	Unidades	5, 7, 9
	Dosis del Adsorbente	g/L	0.5, 1, 1.5
	Concentración Inicial de arsénico	mg/L	10, 30, 50
Dependiente	Porcentaje de Remoción de Arsénico	%	-

3.3.Métodos de investigación

3.3.1. Área de estudio

La investigación fue desarrollada en el Laboratorio de Ciencia de los Materiales F-406 de la UCSM. Las muestras de lodo residual se colectaron en la Planta de Tratamiento de Agua Potable “La Tomilla” en la ciudad de Arequipa.

3.3.2. Selección de muestra

Se recolectó 20 L de lodo del proceso de floculación (Unidad Floculadora N°2) proveniente de la Planta de Tratamiento de Agua Potable (PTAP) “La Tomilla” en el distrito de Cayma, Arequipa.

3.3.3. Materiales y reactivos

Materiales de laboratorio

Materiales de vidrio (probetas, fioles, vaso de precipitados, viales, pipetas volumétricas, embudo y baguetas), materiales de porcelana (crisoles, mortero y pilón), recipientes de plástico (balde hermético de plástico, tubos Eppendorf), bandejas de aluminio, filtros de

jeringa 0.45 mm, jeringas de 10 mL, micropipetas, tamizador de malla, termómetro, pastillas magnéticas, guantes de látex y pinzas de acero inoxidable.

Reactivos

Agua destilada, agua ultrapura (Milli-Q SQ 18.2 MΩ.cm), solución patrón de arsénico (H_3AsO_4 en HNO_3 2-3% grado analítico), ácido clorhídrico (grado ACS), hidróxido de sodio 1N (grado ACS), naranja de metilo (grado ACS, Reag. Ph Eur), hidróxido de amonio (grado ACS), bromato de potasio (grado ACS, ISO), molibdato de amonio (grado ACS, ISO) y sulfato de hidracina (grado ACS).

Equipos

Estufa (BINDER, BD 56), agitador magnético (VELP SCIENTIFICA, Multistirrer Digital), balanza analítica (RADWAG, AS220R2), horno mufla (THERMO SCIENTIFIC /THERMOLYNE, FB1310M), espectrofotómetro UV (Genesys 150), espectrómetro Infrarrojo FTIR (THERMOS SCIENTIFIC, NICOLET SUMMIT PRO), sortómetro de fisisorción (ANTON PARR, NOVA 600), centrífuga (KOSODO modelo PLC-05), potenciómetro/pHmetro digital de mesa (ISOLAB, modelo ISO616.11.001) y mini prensa de pellets (SPECAC modelo GS03940).

3.3.4. Métodos para la Obtención de Resultados

- a. Caracterización fisicoquímica y estructural del lodo del proceso de coagulación floculación de una Planta de Tratamiento de Agua Potable mediante técnicas de análisis químico cualitativo y semi cuantitativo.*

Caracterización del Lodo Crudo

Obtención de muestra de lodo de la PTAP

La muestra del lodo crudo (LC) utilizado para esta investigación se obtuvo de la unidad Floculadora N°2 de la Planta de Tratamiento de Agua Potable (PTAP) “La Tomilla” en el distrito de Cayma, Arequipa – Perú. La muestra fue colectada en un contenedor hermético

de plástico, fue rotulada y posteriormente trasladada al laboratorio de ciencia de los materiales de la UCSM, donde finalmente fue almacenada a una temperatura constante para su posterior uso. Una vez sedimentada la muestra, se extrajo el líquido sobrenadante periódicamente para lograr eliminar la mayor cantidad de líquido y obtener únicamente el lodo crudo de la PTAP.

Contenido de humedad (H)

La determinación de H de la muestra de LC, se llevó a cabo en base al procedimiento estándar (ASTM D2867-04, 2004). En tres crisoles sin tapa se añadió muestra de lodo crudo con pesos aproximadamente iguales y se dejaron secando en la estufa BINDER a 105 °C durante 24 h. Después, se colocaron en un desecador de vidrio aproximadamente durante 20 min hasta que la estabilización de su temperatura.

Se pesaron cada uno de los crisoles con muestra seca en la balanza analítica RADWAG y se tomó nota de los valores obtenidos. El procedimiento se realizó con ayuda de pinzas para no alterar el peso de las muestras. Finalmente, con los valores resultantes Se aplicó la ecuación (1) para calcular el porcentaje de humedad (H) de las muestras.

$$H = \left(\frac{P_h - P_m}{P_h} \right) * 100 \quad (1)$$

Donde H corresponde al porcentaje de humedad de la muestra; P_h indica el peso de la muestra húmeda (g) y P_m el peso de la muestra seca (g). Cenizas totales (C_T).

La determinación del contenido de cenizas totales de la muestra se llevó a cabo en base al procedimiento estándar ASTM D2866-99, (1999). Se añadió una muestra de LC con pesos aproximadamente iguales en tres crisoles sin tapa, se pesaron en la balanza analítica RADWAG y se tomó nota de los valores resultantes.

Seguidamente se colocaron en el horno mufla THERMO SCIENTIFIC a 650°C durante 3 h, a partir del cual, el equipo alcanzó la temperatura deseada. Después, se colocaron en un desecador de vidrio aproximadamente durante 20 min hasta la estabilización de su

temperatura, posteriormente se registró el peso en la balanza analítica RADWAG. El procedimiento se realizó con ayuda de pinzas para no alterar el peso de las muestras. Finalmente, con los valores resultantes se aplicó la ecuación (2) para determinar el contenido de humedad (H) de las muestras.

$$C = \left(\frac{P_i - P}{P_c - P} \right) * 100 \quad (2)$$

Donde C corresponde al porcentaje de cenizas en la muestra; P indica el peso del crisol vacío y seco (g); P_i representa el peso del crisol junto con la muestra incinerada (g); y P_c corresponde al peso del crisol que contiene la muestra sin incinerar (g). Contenido de metales totales en el LC.

El análisis de metales totales de la muestra de lodo crudo fue realizado por un laboratorio acreditado por el Instituto Nacional de Calidad (INACAL) utilizando como método de ensayo EPA METHOD 3051A-2007//EPA METHOD 6020B:2014. Se añadió muestra del lodo crudo en una bolsa hermética de plástico y se trasladó al laboratorio para su respectivo análisis.

Análisis microbiológico del LC

El análisis microbiológico de la muestra de LC fue realizado de igual forma, a través de un laboratorio acreditado por el INACAL el cual comprendió los siguientes parámetros: Numeración de Coliformes Totales (SMEWW-APHA-AWWA-WEF Part 9221B, 23rd Ed. 2017), Numeración de Coliformes Fecales (SMEWW-APHA-AWWA-WEF Part 9221E, 23rd Ed. 2017), Numeración de *Escherichia Coli* (SMEWW-APHA-AWWA-WEF Part 9221 A C F. Ítem 1, 24th Ed. 2023) y Determinación de huevos helminto (NOM-004-SEMARNAT-2002, Protección Ambiental - Anexo V). Se añadió muestra del lodo crudo en una bolsa hermética de plástico y se transportó al laboratorio para el análisis correspondiente.

Contenido de carbono orgánico total del LC, COT

El análisis de COT de la muestra de LC, fue realizado de igual forma, a través de un laboratorio acreditado por el INACAL utilizando como método de referencia la Norma Oficial Mexicana NOM-021-SEMARNAT-2000, ítem 7.1.7 AS 07:2000. Se añadió muestra del lodo crudo en una bolsa hermética de plástico y se transportó al laboratorio para su posterior análisis.

Pretratamiento del LC

2 L de LC previamente homogeneizada, fue añadido en bandejas de aluminio, luego fue secado durante 24 h en la estufa BINDER a 105 °C. Después la muestra seca se molió con un mortero hasta obtener un polvo fino, finalmente fue tamizada usando un tamiz estándar N°100 con 150 µm. (Jeon et al., 2018; Kang et al., 2019). El material obtenido se almacenó en recipientes herméticos para su posterior uso.

Caracterización fisicoquímica del lodo pretratado, LP

pH del LP

Para determinar el pH del LP, se tuvo como base el procedimiento estándar ASTM D3838-80, (1999). Se pesaron 5 g de muestra, los cuales se adicionaron a 100 mL de agua ultrapura (18,2 MΩ; pH 7,1) en un matraz de fondo redondo, que posteriormente se colocó en un sistema de calefacción para inducir la ebullición del líquido. El matraz aforado se conectó a un tubo condensador y una bomba peristáltica para mover el líquido frío dentro del serpentín. Se cubrió el orificio superior del tubo condensador y se dejó en ebullición por 10 min. Pasado este tiempo, el contenido se colocó en un matraz Erlenmeyer y se esperó hasta que la temperatura se estabilizara. Finalmente, se utilizó una bomba al vacío y un papel filtro cualitativo Whatman 42, con el fin de separar las partículas sólidas del líquido, este último fue contenido en un Beaker y se midió el pH con el pHmetro ISOLAB.

Densidad aparente, D_A

Para determinar la D_a del adsorbente se tuvo como base el procedimiento estándar (ASTM D2854-96, 2000). Se determinó el peso de una probeta de 25 mL utilizando la balanza analítica RADWAG. Posteriormente, se adicionaron 5 g de la muestra (P) y se volvió a registrar el peso total de la probeta con la muestra (P_m). A continuación, la mezcla se agito de manera constante hasta lograr la compactación de la muestra, registrándose el volumen final leído en la probeta. Con los resultados obtenidos se utilizó la siguiente ecuación (3).

$$D_a = \frac{(P_m - P)}{V_m} \quad (3)$$

Donde D_a corresponde a la densidad aparente de la muestra (g/mL); P es el peso de la probeta vacía (g); P_m indica el peso de la probeta con la muestra (g); y V_m hace referencia al volumen ocupado por la muestra compactada dentro de la probeta (mL).

Composición mineralógica, C_M

El análisis de la C_M de las muestras fue realizado en un Difractómetro de Rayos X (XRD) marca RIGAKU. Donde se utilizó 6 g de muestra de LC tamizado a través de una malla de 100 mm.

Caracterización estructural de la superficie de la muestra pretratada

Análisis de los grupos funcionales superficiales de la muestra

Para la identificación cualitativa de los grupos funcionales presentes en las muestras, se empleó un espectrómetro infrarrojo por transformada de Fourier (FTIR) de la marca THERMO SCIENTIFIC. 0.5 mg de muestra y 50 mg de bromuro de potasio (KBr), fueron triturados en un mortero de ágata. Luego se comprimieron manualmente a 1.75 TONS utilizando una mini prensa de pellets marca SPECAC para formar pastillas de KBr. Finalmente, las pastillas fueron colocadas en el porta muestras del FTIR para analizarse. Los espectros obtenidos se compararon para determinar los grupos funcionales según las frecuencias (Lian et al., 2020).

Análisis superficial de la muestra

Se utilizó el Sortómetro de Fisisorción ANTON PAAR NOVA 600 para el análisis de superficie de las muestras y determinar el área superficial específica (S_{BET}), diámetro promedio de poro (D_{pp}) y volumen promedio de poro (V_{pp}). Se agregó menos de 0.2 g de lodo seco en las celdas de cuarzo con bulbo y se conectó al equipo, luego se agregó aproximadamente 2 L de N_2 líquido en el frasco Dewar del equipo de fisisorción, la presión de entrada del N_2 gas de ultra alta pureza (UAP) fue de 1 bar. Se configuró el equipo para generar la isoterma considerando 25 puntos de adsorción y 25 de desorción. Los resultados fueron analizados y comparados con otros resultados de la bibliografía (Na Nagara et al., 2022).

b. Obtención de lodo modificado térmicamente y análisis de adsorción de arsénico utilizando en método espectrofotométrico azul de molibdeno

Activación térmica del adsorbente

Se añadió 7 g de muestra de lodo pretratado en cuatro crisoles de cuarzo rectangulares y se calcinó durante 2 h en el horno mufla THERMO SCIENTIFIC a las temperaturas definidas (200, 300, 400 y 500) °C. Las muestras fueron denominadas LA200, LA300, LA400 y LA500 según las temperaturas de activación aplicadas (Figura 4). Después con ayuda de pinzas y guantes se colocaron las muestras en el desecador, finalmente, se almacenaron en recipientes de plásticos herméticos para su posterior uso (HuiPing et al., 2017; Jeon et al., 2018; Ociński, Jacukowicz-Sobala, & Kociołek-Balawejder, 2016).

Figura 4
Proceso de activación térmica del LC


Cuantificación de arsénico mediante el método espectrofotométrico azul de molibdeno

Se aplicó el método espectrofotométrico azul de molibdeno utilizado por Villarroel-Rocha et al., 2024, la cual está basada en los estudios reportados por Baigorria et al., (2022); Lenoble et al., (2003) con algunas variantes donde abarcan naranja de metilo y otros reactivos para mejorar la sensibilidad y selectividad en la cuantificación de arsénico. Inicialmente se realizó una curva de calibración utilizando estándares de arsénico con valores de concentraciones definidas de (0.5 a 2.0) mg/L por triplicado y se realizó en diferentes días. Se preparó un “blanco” utilizando 3 mL de agua ultrapura a 18.2 MΩ en lugar de la muestra de arsénico.

En un vial color ámbar de 7 mL, se agregó 3 mL de muestra, se adicionó 50 µL de naranja de metilo (0.1 g/100 mL en agua) y 50 µL de hidróxido de amonio concentrado (NH₄OH), después, se agregó 150 µL de ácido clorhídrico concentrado (HCl). Luego se añadió 600 µL de ácido clorhídrico 1N y 60 µL de bromato de potasio 0.1 M (KBrO₃) a la muestra y tapar los viales. Seguidamente, se llevó a la plancha de calentamiento a 50 °C por 5 min, después, sobre la plancha caliente se adicionó 300 µL de la solución de molibdato de amonio 0.01 M, se homogenizó y se retiró de la plancha de calor.

Posteriormente, se agregó 120 μL de sulfato de hidrazina 0.1 M, se taparon los viales y fueron llevados a baño maría por 15 min. Pasado los 15 min, se retiraron del baño maría y se esperó 1 h para finalmente medir la absorbancia del compuesto coloreado mediante el espectrofotómetro de UV Visible marca THERMO SCIENTIFIC a 660 nm.

La cantidad de arsénico de la muestra se relacionó con la intensidad de absorbancia para lograr su cuantificación, se aplicó un modelo de regresión lineal simple y se obtuvo la ecuación de la recta y coeficiente de correlación lineal (R^2) (Villarroel-Rocha et al., 2024).

Tratamientos modo *Batch*: condiciones experimentales.

Las condiciones de la experimentación de los tratamientos modo Batch, fueron detallados conforme la bibliografía consultada (HuiPing et al., 2017; J. Yang et al., 2023; Zeng, Zhai, et al., 2020). Asimismo, se tomó en consideración los resultados obtenidos en los experimentos preliminares.

Se pesó el adsorbente activado a diferentes temperaturas en la balanza analítica RADWAG. 0.1 g de lodo activado (LA) a las temperaturas definidas anteriormente (100, 200, 300, 400 y 500) $^{\circ}\text{C}$, fue agregado a 30 mL de una solución que contenían 30 mg/L de As, en un agitador magnético marca VELP SCIENTIFICA a 300 RPM y una temperatura constante, $T = 25^{\circ}\text{C}$ durante un tiempo de $t = 180$ min. El pH fue ajustado a 6,0 unidades, con solución de HCl 1,0 N y NaOH 1,0 N, (Jeon et al., 2018; Zeng, Liu, Wang, Zhang, & Li, 2022) pasado el tiempo especificado, se extrajeron diferentes alícuotas y colocados en tubos Eppendorf de 5 mL. Posteriormente, las muestras fueron centrifugadas (centrífuga marca KOSODO) durante un $t = 10$ min a 10000 RPM.

El sobrenadante fue extraído y filtrado utilizando un filtro de jeringa de 0.45 μm . Este procedimiento se realizó por quintuplicado. Finalmente, el filtrado se analizó utilizando el método espectrofotométrico azul de molibdeno para la cuantificación de As total detallado en el punto 2.2.

Determinación de la temperatura de activación óptima del LP.

El porcentaje de remoción de As total de las soluciones se cuantificó utilizando la fórmula (4).

$$R = \frac{C_0 - C_e}{C_0} * 100 \quad (4)$$

Donde R indica la eficiencia de remoción de arsénico de la solución (%); C_0 corresponde a la concentración inicial de arsénico (mg/L); y C_e se refiere a la concentración de arsénico en equilibrio (mg/L).

c. Optimización de la adsorción de arsénico por el método espectrofotométrico azul de molibdeno, utilizando el diseño de superficie de respuesta Box Behnken

Determinación del tiempo de contacto óptimo

Previo a la aplicación del diseño experimental se evaluó el tiempo de contacto óptimo para la muestra de adsorbente modificado térmicamente que obtuvo un mayor porcentaje de remoción de As. Las condiciones experimentales fueron similares a las planteadas para la determinación de temperatura de activación óptima ($C_0 = 30$ mg/L; pH: 6,0) y se llevó a cabo por 24 h (Kumar et al., 2020), estos experimentos se realizaron por triplicado para cada tiempo de contacto (2, 4, 8, 15, 20, 30, 40, 50, 60, 90, 120, 180, 240, 360, 540, 1200, 1320, 1440) min en modo Batch.

Aplicación del diseño Box Behnken

La optimización de la adsorción de As sobre los adsorbentes preparados, se realizó utilizando el Software estadístico Design- Expert (Stat Ease 360) a través de un diseño de superficie de respuesta Box Behnken (DBB) donde se seleccionaron tres factores (dosis de adsorbente, C_{0As} y el pH de la solución) con tres niveles cada uno, basado en 12 experimentos y 3 puntos centrales, obteniendo como respuesta el porcentaje de adsorción de arsénico (%) (Tabla 3).

Para todos los experimentos se utilizó adsorbente modificado térmicamente y se llevaron a cabo en sistemas tipo Batch en beakers de 100 mL durante 60 min en el agitador magnético VELP SCIENTIFICA a 300 RPM a una temperatura constante de 25 °C. Las muestras se recolectaron inmediatamente después de agregar el adsorbente y después de los 60 min, luego se agitaron en la centrifuga KOSODO durante 10 min a 10000 RPM y se filtró el sobrenadante con filtros de jeringa de 0.45 µm, finalmente se analizaron las muestras por el método azul de molibdeno.

Tabla 3.

Condiciones Operacionales del diseño experimental Box Behnken

Condición Operacional	Unidad	Valor		
		-1	0	+1
Dosis del Adsorbente, D	g/L	3	8	13
Concentración Inicial de Arsénico, C_{0As}	mg/L	10	30	50
pH	-	2	6	10

El proceso de optimización se realizó empleando la función de optimización numérica del software, la cual se basa en la función de deseabilidad. El propósito de esta optimización fue maximizar la adsorción de arsénico (% de remoción), la cual se calculó con la siguiente ecuación (5):

$$R = \frac{C_0 - C_{60}}{C_0} * 100 \quad (5)$$

Donde R indica la eficiencia de remoción de arsénico de la solución (%); C₀ corresponde a la concentración inicial de arsénico (mg/L); y C₆₀ se refiere a la concentración de arsénico medida a los 60 minutos (concentración final) (mg/L).

d. Evaluación de la adsorción de arsénico mediante lodo con modificación térmica en condiciones optimizadas mediante cinética y mecanismos de adsorción.

Cinética de adsorción

Una vez establecidas las condiciones operacionales óptimas para la remoción de As se procedió a evaluar la variación de la capacidad de adsorción en el tiempo, utilizando los modelos de pseudo primer y segundo orden (Jeon et al., 2018). Las condiciones de la experimentación se detallaron en la Tabla 4.

Tabla 4.

Condiciones Operacionales del modo Batch.

Condición Operacional	Unidad	Valor
Dosis del Adsorbente	g/L	Dosis optima
Masa del Adsorbente activado térmicamente con mayor porcentaje de remoción	g	Masa optima
Concentración Inicial de Arsénico	mg/L	Concentración Optima
Agitación (magnética)	RPM	300
Temperatura	°C	25 ± 0.5
pH de la solución	Unidades	pH optimo
Volumen de experimentación	mL	30
Tiempo	min	1, 2, 4, 8, 15, 20, 30, 40, 60, 120, 180, 240, 300, 360, 420, 540

Se mezcló el adsorbente modificado térmicamente con mayor porcentaje de remoción (dosis de adsorbente optima) en beakers de 100 mL con 30 mL de As (a la concentración más optima) en el agitador magnético VELP SCIENTIFICA a 300 RPM a una temperatura

constante de 25 °C, con el valor de pH inicial más eficiente, ajustado con HCl 1,0 N y NaOH 1,0 N. Estos ensayos se realizaron por triplicado en un sistema modo Batch (Ocinski, 2016). Después de los tiempos establecidos, se extrajo 5 mL de la solución en tubos Eppendorf y se centrifugó en la centrífuga KOSODO durante 10 min a 10000 RPM. Se filtró el sobrenadante de cada tubo con filtros de jeringa de 0.45 µm y se aplicó la técnica azul de molibdeno para la cuantificación de arsénico, finalmente se midió su absorbancia en el espectrofotómetro de UV visible marca THERMO SCIENTIFIC a 660 nm.

Para analizar las características de la cinética de adsorción, primero se halló el valor de la capacidad de adsorción para cada intervalo de tiempo, utilizando la ecuación (6).

$$q_e = \frac{(C_0 - C_e) * V}{m} \quad (6)$$

En la ecuación, q_e representa la cantidad de arsénico adsorbido por unidad de masa del adsorbente al alcanzar el equilibrio (mg/g); m es la masa del adsorbente utilizada (g); V corresponde al volumen de la solución empleada (L); C_0 indica la concentración inicial de arsénico (mg/L); y C_e hace referencia a la concentración final o en equilibrio (mg/L).

Determinación de la constante cinética de Pseudo Primer Orden

Se determinó la constante cinética de Pseudo Primer Orden reemplazando los resultados de la capacidad de adsorción para cada intervalo de tiempo utilizando la siguiente ecuación (7)

$$\ln(q_e - q_t) = \ln(q_e) - K_1 * t \quad (7)$$

Donde: q_e representa la capacidad de adsorción del adsorbente cuando llega al equilibrio para una determinada concentración inicial de As (mg/g); K_1 representa a la constante cinética de Pseudo Primer Orden de Lagergren (min^{-1}); q_t representa la capacidad de adsorción del adsorbente a un tiempo “ t ” (mg/g); y t representa el intervalo de tiempo analizado (min).

Utilizando el método de regresión lineal simple se obtuvo la ecuación de la recta y se reemplazó el valor de la pendiente por la variable correspondiente del modelo cinético de

Pseudo Primer Orden. De tal manera, se halló el valor promedio de la constante y su respectiva desviación estándar (Chuquisala Ligua, 2021; Colina et al., 2024; Kumar et al., 2020; Zeng, Zhai, et al., 2020).

Determinación de la constante cinética de Pseudo Segundo Orden

La constante cinética del modelo de pseudo-segundo orden se calculó sustituyendo los valores obtenidos de la capacidad de adsorción en cada intervalo de tiempo dentro de la ecuación linealizada correspondiente al modelo matemático (8).

$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{K_2 * q_e^2} + \frac{1}{q_e} * t \quad (8)$$

Donde: q_e representa la capacidad de adsorción del adsorbente cuando llega al equilibrio para una determinada concentración inicial de As (mg/g); K_2 representa a la constante cinética de Pseudo Segundo Orden (min^{-1}); q_t representa la capacidad de adsorción del adsorbente a un tiempo “t” (mg/g); y t representa el Intervalo de Tiempo analizado (min).

Mediante el método de regresión lineal simple, se determinó la ecuación de la recta, sustituyendo posteriormente el valor de la pendiente en la variable correspondiente al modelo cinético de pseudo-segundo orden. De tal manera, se halló el valor promedio de la constante y su respectiva desviación estándar (Chuquisala Ligua, 2021; Colina et al., 2024; Kumar et al., 2020; Zeng, Zhai, et al., 2020).

Isotermas de Adsorción

Las isotermas de adsorción, describen cómo interactúan el adsorbato y el adsorbente, y ofrecen información sobre la capacidad del adsorbente evaluado. Freundlich y Langmuir desarrollaron modelos de isotermas para estos sistemas de adsorción, cada uno con dos constantes específicas, que permiten detallar los procesos intervinientes en la remoción del arsénico.

Para ello se determinó el valor de la capacidad de adsorción a una temperatura controlada (25°C) a un pH inicial de 6.0, y dosis de adsorbente de 0.1 g/L para diferentes $C_{0\text{AS}}$ (5, 10,

20, 30, 40, 50, 60, 80, 100) mg/L para ambos modelos (Freundlich y Langmuir) a partir de la ecuación (6).

Isoterma de Freundlich

Las constantes de la isoterma de Freundlich se determinaron utilizando los valores de la capacidad de adsorción obtenidos para cada concentración de arsénico en equilibrio, los cuales fueron incorporados en la ecuación linealizada del modelo matemático (9).

$$\ln(q_e) = \ln(K_F) + \frac{1}{n} * \ln(C_e) \quad (9)$$

Dónde: q_e representa la cantidad de adsorbato presente en el adsorbente cuando se llega al equilibrio (mg/g); n representa la constante de intensidad de la adsorción (adimensional); K_f constante de Freundlich (relacionada con la capacidad de adsorción) (mg/g); C_e representa la concentración de arsénico en el equilibrio (final) (mg/L).

Los ejes involucrados “ $\ln(q_e)$ ” vs “ $\ln(C_e)$ ” que al hacer una regresión lineal se obtuvo la ecuación de la recta y se reemplazó el valor de la pendiente y la ordenada en el origen por las variables del modelo matemático de Freundlich. Para finalizar, se estableció si el proceso estuvo influenciado por fuerzas químicas o físicas. Si $0 < 1/n < 1$, indica que la adsorción es favorable es decir se da una adsorción física. Si $1/n > 1$ indica que el proceso de adsorción es desfavorable o existe una adsorción química reversible y si $1/n = 0$ el proceso es irreversible, es decir se da una adsorción química no reversible (Chuquisala Ligua, 2021; Colina et al., 2024; Kumar et al., 2020; Zeng, Zhai, et al., 2020).

Isoterma de Langmuir

la isoterma de adsorción según Langmuir se expresa en la ecuación linealizada del modelo matemático (10)

$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{C_e}{q_m} + \frac{1}{K_L * q_m} \quad (10)$$

Donde q_m indica la máxima capacidad de adsorción del metal (mg/g); q_e corresponde a la cantidad de adsorbato retenida por el adsorbente en el equilibrio (mg/g); C_e representa la

concentración de arsénico en el equilibrio (final) (mg/L); y k^L es la constante de equilibrio de adsorción (L/mg), la cual expresa la energía asociada al proceso de adsorción.

Se obtuvo la ecuación de la recta empleando el método de regresión lineal simple, a partir de los valores graficados de “ C_e/q_e ” vs “ C_e ”. Luego, los valores numéricos de q_m y k_L son obtenidos de la pendiente y el intercepto, respectivamente. Se obtuvo el valor promedio de las constantes y su respectiva desviación estándar (Chuquisala Ligua, 2021; Colina et al., 2024; Kumar et al., 2020; Zeng, Zhai, et al., 2020).

Para finalizar, se evaluó si el proceso es favorable para la adsorción química, aplicando la siguiente ecuación (11):

$$R_L = \frac{1}{1 + K_L \cdot C_0} \quad (11)$$

Donde R_L es un parámetro adimensional que permite evaluar la naturaleza del proceso de adsorción. Un valor de $R_L > 1$ indica un proceso desfavorable; $R_L = 1$ sugiere una adsorción poco significativa; cuando $0 < R_L < 1$ el proceso es favorable; y $R_L = 0$ refleja un comportamiento irreversible.



CAPÍTULO IV

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. Caracterización fisicoquímica y estructural del lodo proveniente de la Planta de Tratamiento de Agua Potable “La Tomilla”

4.1.1. Caracterización del lodo crudo

La muestra de lodo obtenido del proceso de coagulación floculación en la Unidad Floculadora N°2 de la Planta de Tratamiento de Agua Potable “La Tomilla” mostró una apariencia fangosa, alto contenido de humedad y compuesta por particular finas. (Figura 5).

Figura 5

Muestra de lodo crudo de la Planta de Tratamiento de Agua Potable “La Tomilla”



Los resultados de la caracterización física de la muestra de lodo de PTAP crudo evidenció un contenido de humedad (H) considerable ($65.81 \pm 0.31 \%$), ya que se utiliza agua a presión para la purga de estos residuos. Según Canazas et al., (2022), los lodos de las plantas de tratamiento de agua potable son sólidos que presentan contenido de humedad variables, el resultado fue menor al presentado por investigaciones previas (Canazas et al., 2022; Tantawy, 2015; J. Yang et al., 2023). Esto se debe a que, una vez obtenida la muestra de

lodo se esperó a que sedimente para lograr obtener una muestra más pura con menor contenido de agua.

Por otro lado, el resultado de cenizas totales (C_T) de la muestra de lodo crudo fue de $25.09 \pm 0.11 \%$, similar a otros estudios, dado que el agua que ingresa a la Planta de Tratamiento de Agua Potable presenta materia orgánica en cantidades variables, las cuales dependen de las condiciones particulares de la fuente de agua.

Además, el análisis de Carbono Orgánico Total (COT) dio como resultado $<0.2 \%$, el resultado fue mínimo, menor al límite de cuantificación, lo que significa la presencia insignificante de materia orgánica natural en descomposición y compuestos químicos sintéticos en el agua que ingresa a la Planta de Tratamiento de Agua Potable. Sin embargo, el resultado no se asemeja a otros estudios, tal como Y. Yang et al., (2006) quienes obtuvieron 9.9% de COT y J. Yang et al., (2023) que presentaron 5.78% de COT, esto se debe a la composición de la muestra ya que la fuente de agua de la cual proviene no se asemeja, este resultado confirma la presencia mínima de materia orgánica en la muestra de lodo al igual que el resultado de cenizas totales (C_T).

Adicionalmente, se realizó el análisis microbiológico de la muestra de lodo crudo, los resultados se presentan en la Tabla 5. Los resultados muestran la inexistencia de *Ascaris Lumbricoides*, Cestodos y Huevos de Helminto confirmando que la muestra no posee parásitos procedentes de la fuente de agua.

De igual manera, las muestras presentan una cantidad mínima de *Escherichia coli* (<0.42 NMP/1g ST), Coliformes totales (11.5 NMP/1g ST) y Coliformes fecales (79.0 NMP/g) deduciendo la presencia de contaminación fecal en la fuente de agua, esto puede deberse a la descarga de efluentes domésticos e industriales en la fuente de agua de la PTAP “La Tomilla”.

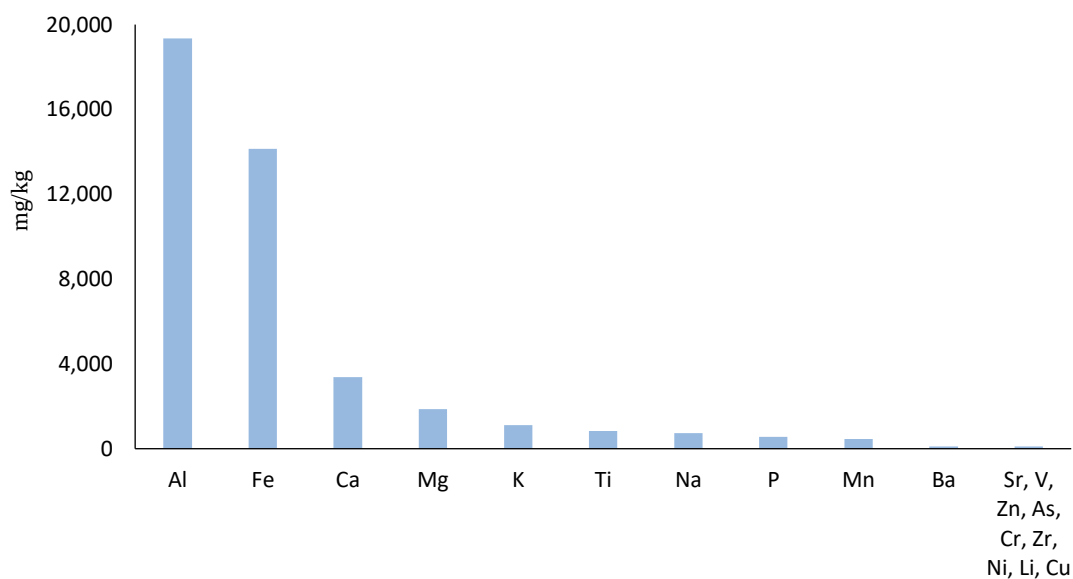
Tabla 5.
Resultados del análisis microbiológico

Parámetro	Unidad	Resultado
Numeración Coliformes totales	NMP/1g ST	11.5
Numeración Coliformes fecales	NMP/g	79.0
Numeración de <i>E. coli</i>	NMP/1g ST	<0.42
<i>Ascaris Lumbricoides</i>	Huevos/2g ST	No detectable
Cestodos	Huevos/2g ST	No detectable
Huevos de Helminto	Huevos/2g ST	No detectable

Asimismo, se realizó el análisis de metales de la muestra de LC, obteniendo como resultado alto contenido de Al (19,353.988 mg/kg), Ca (3,383.850 mg/kg), Fe (14,142.764 mg/kg), Mg (1,867.256 mg/kg), y K (1,112.803 mg/kg) (Figura 6). La presencia de estos metales se debe a la adición de polímeros como sales metálicas que se agregan en los procesos de coagulación y floculación para el tratamiento del agua cruda en la PTAP (Jiménez Orihuela, 2023). Adicionalmente, Awab et al., (2012) obtuvieron resultados similares, donde el Al y Fe fueron los componentes más dominantes en el lodo analizado y el aluminio superó 400 veces más que el contenido de otros metales. La presencia de diferentes metales se debe a la particularidad de la fuente de agua, que mediante el procesamiento del agua cruda son retenidos como parte del lodo. Por otro lado (Wiewiórska & Rybicki, 2022) mencionan que los metales pesados presentes en el lodo de coagulación de la planta de tratamiento de agua potable, es debido a que su fuente es el agua cruda o también por el coagulante utilizado.

Figura 6.

Análisis de metales presentes en la muestra de LC



4.1.2. Caracterización fisicoquímica del lodo pretratado

La muestra de lodo recolectada de la Planta de Tratamiento de Agua Potable “La Tomilla” fue secada a 105°C durante 24 h obteniendo sólidos de apariencia color marrón como se presenta en la Figura 7 fue molido y tamizado obteniendo un polvo fino.

Figura 7.

Muestra de lodo seco a 105 °C



Se realizó la caracterización fisicoquímica del lodo pretratado, los resultados se observan en la siguiente tabla (Tabla 6). La densidad aparente (D_a) de la muestra de lodo seco (0.81 ± 0.01) fue similar a los resultados reportados otros autores (0.83 g/mL) (Awab et al., 2012; Jiménez Orihuela, 2023). En cuanto al pH, se obtuvo un valor de 5.61, lo que indica que se trata de un lodo relativamente ácido. No obstante, este resultado se encuentra dentro del rango reportado por diferentes autores, cuyos valores oscilan entre 4.28 y 6.8 (Ahmad et al., 2016; Awab et al., 2012; Godoy et al., 2019; Jiménez Orihuela, 2023).

Tabla 6.

Resultados de la caracterización fisicoquímica del lodo pretratado

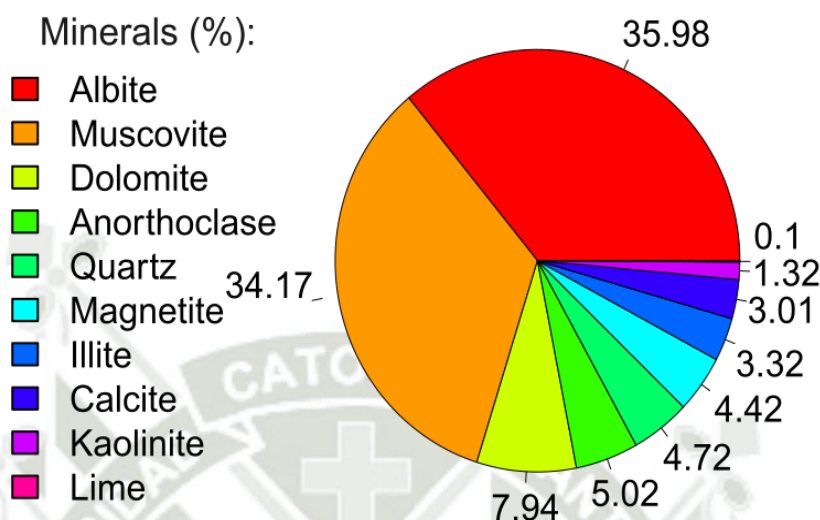
Muestra	Parámetro	Método	Unidad	Resultado
LP105	D_a	Volumétrico	g/mL	0.81 ± 0.01
	pH	Analítico (Potenciométrico)	Unidades	5.61 ± 0.08

N=3

4.1.3. Caracterización mineralógica de la muestra pretratada

El contenido mineralógico de la muestra de lodo pretratado se realizó mediante un equipo de DRX, los resultados se presentan en la Figura 8 donde se muestra un mayor contenido de albita (35.98 %) y moscovita (34.17 %), además de menor contenido de dolomita, anortoclasa, cuarzo, magnetita, ilita, calcita, caolita, entre otros.

Comparando los resultados con los presentados por Chalco (2024), también obtuvo un alto contenido de moscovita sin embargo un menor contenido de albita; seguido de caolinita, ilita, calcita, magnetita entre otros. Las diferencias del contenido de los compuestos mineralógicos podrían inferirse que se debe a la variabilidad de la fuente de donde fueron recolectados los lodos.

Figura 8.
Composición mineralógica, CM del LP


El análisis de Fluorescencia de Rayos X realizado a la muestra de lodo pretratado evidenció una mayor presencia de óxidos de silicio (73,7%), seguida por óxidos de aluminio (24,3%) y, en menor proporción, compuestos de fósforo, hierro, entre otros (Tabla 7). De manera similar, Wiewiórska & Rybicki (2022) reportan que los lodos de coagulación están constituidos principalmente por SiO_2 , seguido de Al_2O_3 y pequeñas fracciones de óxidos como P_2O_5 , MgO , Na_2O .

En concordancia, Godoy et al. (2020) también identificaron altos contenidos de SiO_2 y Al_2O_3 (52.2% y 26.7%, respectivamente); sin embargo, presentaron 12,4% de Fe_2O_3 , valor atribuido al elevado contenido de hierro en el suelo característico de la zona de estudio.

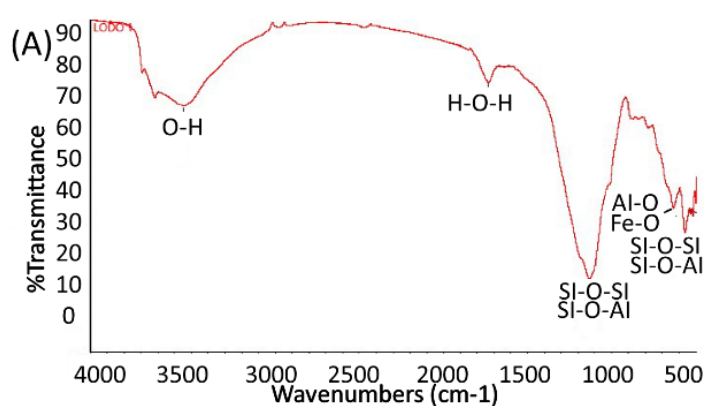
Tabla 7.
Composición de óxidos en la muestra de lodo pretratado

Compuestos	Contenido (%)
SiO_2	73.7 ± 0.07
Al_2O_3	24.3 ± 0.06
P_2O_5	0.781 ± 0.01
SO_3	0.732 ± 0.01
Fe_2O_3	0.169 ± 0.01

4.1.4. Caracterización superficial de la muestra pretratada

Análisis de los grupos funcionales superficiales de la muestra

El análisis de los grupos funcionales de la muestra de lodo seco a 105°C (LP105) presentado en la Figura 9. muestra la banda 1637 cm^{-1} que se encuentra entre 1650 y 1600 cm^{-1} correspondiente a las vibraciones de flexión H-O-H, de similar manera se presentó la banda 3451 cm^{-1} que pertenece a la vibración de estiramiento de O-H, detectado entre 3600 y 3200 cm^{-1} . (Ahmad et al., 2016; Na Nagara et al., 2022)

Figura 9.
Espectro del análisis de FTIR de la muestra de lodo seca


La banda de adsorción a 1038 y 468 cm^{-1} están relacionadas con la vibración de estiramiento asimétrica de Si o Al en grupos Si-OT ($T = \text{Si o Al}$) (Na Nagara et al., 2022; Pigatto et al., 2021; J. Yang et al., 2023). Finalmente, el pico a 540 cm^{-1} se asocia con los enlaces Al-O o Fe-O (Jeon et al., 2018; Na Nagara et al., 2022).

Análisis superficial de la muestra

Los resultados del área superficial de la muestra de lodo seco se presentan en la siguiente tabla (Tabla 8).

Tabla 8.

Resultados del análisis del área superficial de la muestra

Muestra	Parámetro	Método	Unidad	Resultado
LP105	Área superficial específica (S_{BET})	Analítico (Cuantitativo)	m^2/g	50.97 ± 1.71
	V_{pp}	Analítico (Cuantitativo)	cm^3/g	0.02
	D_{pp}	Analítico (Cuantitativo)	Nm	3.179
N=2				

El área superficial específica (S_{BET}) de la muestra LP105 fue de $50.97\text{ m}^2/\text{g}$, similar a la reportada por Jiménez Orihuela (2023) quien obtuvo un área de superficie (S_{BET}) de $54.77\text{ m}^2/\text{g}$ teniendo como muestra lodo seco de fuente superficial. Además, el resultado se encuentra dentro del rango obtenido en diferentes estudios entre 7 a $120\text{ m}^2/\text{g}$ (Ahmad et al., 2016; Jeon et al., 2018; Jiménez Orihuela, 2023; Ociński, Jacukowicz-Sobala, & Kociołek-Balawejder, 2016; Zeng, Wang, et al., 2020)

Por otro lado, el resultado obtenido de volumen de poro ($0.02\text{ cm}^3/\text{g}$) se asemeja al presentado por Jeon et al., (2018) quienes obtuvieron $0.0195\text{ cm}^3/\text{g}$, sin embargo, es menor a 0.115 presentado por Pigatto et al., (2021). Así mismo, el diámetro de poro es similar al

valor obtenido por Jiménez Orihuela (2023) y se encuentra dentro del diámetro promedio de poro de 2 a 4 nm según Zeng, Yu, et al. (2020). No obstante, los resultados hallados por Jeon et al., (2018); Ociński, Jacukowicz-Sobala, Mazur, et al., (2016) fueron (11.17 y 5.84) nm respectivamente, valores mayores a los obtenidos en este estudio. Las diferencias observadas en los valores obtenidos podrían atribuirse a las características mineralógicas particulares del lodo, las cuales dependen directamente de la fuente de agua. Dado que presenta un diámetro de poro >2 nm, se clasifica como un material mesoporoso, condición que resulta favorable para la adsorción de moléculas como el arsénico, al facilitar el acceso a los sitios activos y reducir las limitaciones de difusión asociadas a los microporos.

4.2. Obtención de lodo modificado térmicamente

4.2.1. Activación térmica de muestra de lodo

La muestra de lodo de la Planta de Tratamiento de Agua Potable “La Tomilla” fue secado a 105°C durante 24 h, después fue modificado térmicamente, activándolo a (200, 300, 400 y 500°C) durante 2 h, se denominaron según la temperatura de activación de cada muestra (LA200, LA300, LA400, LA500) tal como se observa en la siguiente imagen (Figura 10).

Figura 10.

Activación térmica del lodo seco a diferentes temperaturas



Las muestras de lodo presentaron variaciones en su color conforme se incrementó la temperatura de activación. A 200°C y 300°C mostraron una tonalidad marrón más oscura,

mientras que a 400 °C y 500 °C adquirieron un color rojizo. Este cambio cromático, reportado también en otros estudios, se asocia con la eliminación progresiva de la materia orgánica, particularmente evidente a partir de los 400 °C (Pigatto et al., 2021).

Además, dicho cambio puede explicarse por los procesos de cristalización y deshidratación de óxidos férricos, como la ferrihidrita, que dan lugar a minerales fuertemente cristalinos tales como la goetita (α -FeOOH) y hematita (α -Fe₂O₃) (J. Yang et al., 2023). Asimismo, puede atribuirse a la cristalización del hidróxido de aluminio y a su transformación de fase hacia γ -Al₂O₃, proceso conocido como deshidroxilación (Jeon et al., 2018; Pigatto et al., 2021).

Análisis de grupos funcionales superficiales del lodo modificado térmicamente

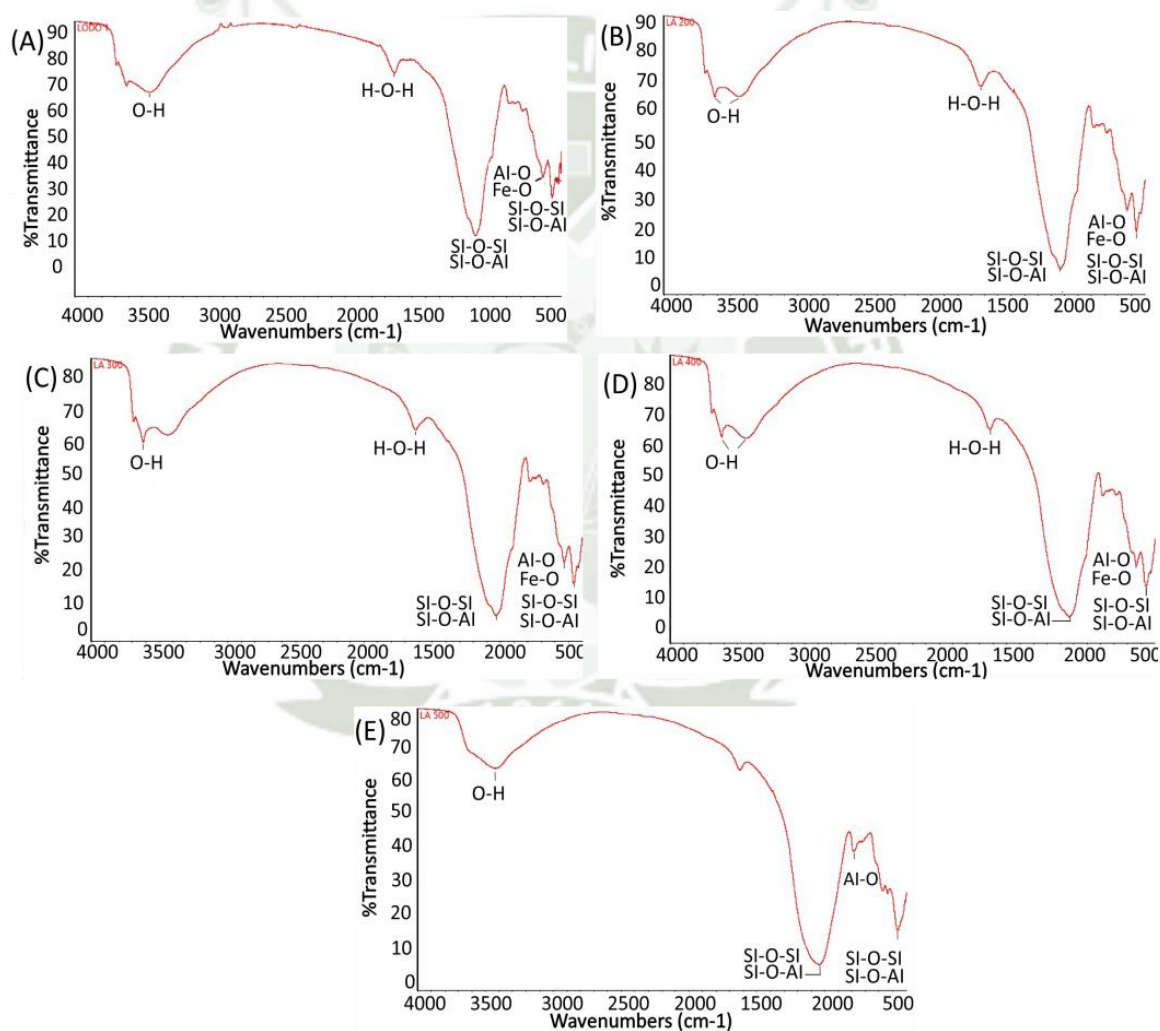
Adicionalmente se realizó el análisis cualitativo de los grupos funcionales de las muestras activadas a diferentes temperaturas obteniendo como resultado los espectros presentados en la Figura 11. Se puede observar que a pesar del cambio de temperatura de activación las bandas ubicadas entre (1600 y 3500) cm⁻¹ se mantienen ya que las bandas de (3400–3700) cm⁻¹ están asociadas con el estiramiento de los enlaces O-H (Pigatto et al., 2021). Además, la banda a 3440 cm⁻¹ se relacionó con la vibración de O-H lo que indica que las fases Al-OH y aluminio silicato hidratado perdieron gradualmente su unión debido a la activación térmica. De igual modo la banda 1628 cm⁻¹ que corresponde a una banda de deformación de H-O-H del agua entre capas desapareció a 500 °C (Na Nagara et al., 2022; J. Yang et al., 2023b).

Se visualiza también un pequeño pico alrededor de la banda 1400 cm⁻¹ asociada a la presencia de carbonato, que a mayor temperatura de activación va desapareciendo esto se debe que superando los 400 °C se percibe la degradación completa de la materia orgánica. Se manifestaron grupos funcionales minerales como Si-O-T (T es Si o Al tetraédrico) en la

banda 1038 cm^{-1} . La banda 537 cm^{-1} se mantuvo hasta 400 °C . Sin embargo, a 500 °C se presenta la banda de 794 cm^{-1} que se encuentra entre $(750\text{ y }800)\text{ cm}^{-1}$ se asoció con la vibración del enlace Al–O en el grupo tetraédrico $[\text{AlO}_4]$ (Pigatto et al., 2021).

Figura 11.

Espectros realizados a los lodos producto de la activación térmica del lodo seco a diferentes temperaturas (A: LP105, B: LA200, C: LA300, D: LA400, E:500)



Análisis superficial del lodo modificado térmicamente

Los resultados del análisis de superficie de las muestras de lodo activado (Tabla 9) muestran un incremento del área superficial específica en LA200 y LA300 respecto a LP105 (50,97

m^2/g), alcanzando un máximo en LA300 ($66,03 \text{ m}^2/\text{g}$). Este aumento se atribuye a la formación de mesoporos y a la descomposición térmica de compuestos orgánicos durante la calcinación. Sin embargo, a 500°C el área superficial disminuye drásticamente, aproximadamente a la mitad del valor de LA300, debido al colapso de poros y a la posible formación de fases minerales de menor porosidad. En general, los valores obtenidos se encuentran dentro del rango reportado en otros estudios ($15\text{--}120 \text{ m}^2/\text{g}$) para lodos de plantas de tratamiento de agua potable (Challco, 2024; Colina et al., 2024; Jeon et al., 2018; Ociński, Jacukowicz-Sobala, & Kociolek-Balawejder, 2016; Pigatto et al., 2021; J. Yang et al., 2023)

Tabla 9.

Resultados del análisis superficial del lodo activado a diferentes temperaturas

Muestra de Lodo Activado	S_{BET} (m^2/g)	V_{pp} (cm^3/g)	D_{pp} (nm)
LA200	57.74 ± 1.16	0.02	3.18
LA300	66.03 ± 1.71	0.03	3.18
LA400	37.62 ± 0.65	0.02	3.18
LA500	31.74 ± 1.64	0.01	3.66

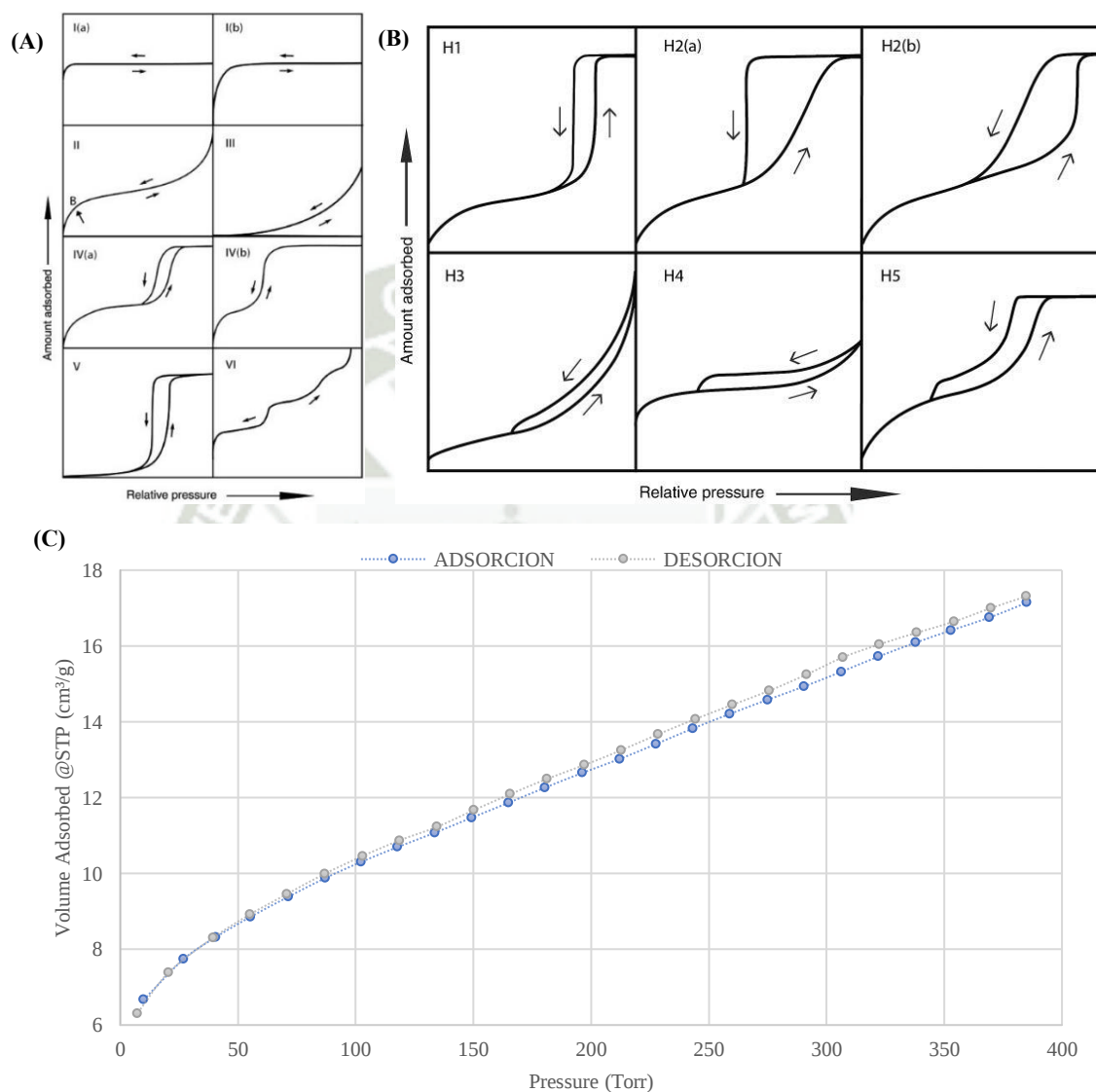
Los valores de volumen y diámetro del poro son ligeramente similares entre las muestras activadas a diferentes temperaturas, cabe resaltar que el volumen de poro más alto se obtuvo con la muestra modificada a 300°C ($0.03 \text{ cm}^3/\text{g}$), y el diámetro de poro de la muestra LA500 es mayor por una diferencia mínima (3.66 nm). Según Kumar (2020) el diámetro de poro promedio de 2-50 nm es común de los materiales mesoporosos y la morfología del adsorbente es crucial para la eficacia del proceso de adsorción. Los resultados del diámetro de poro promedio fueron mayores a los reportados por Challco, (2024) (2.583 nm) ya que su muestra activada a 300°C resultó 2.58 nm y a 500°C de activación, el diámetro de poro

fue de 2.50 nm. Por otro lado, Colina et al., (2024) presentaron resultados similares a esta investigación. Sin embargo, otros autores obtuvieron resultados más altos, debido a las características particulares de las fuentes de los lodos. (Kumar et al., 2020; Ociński et al., 2016)

Asimismo, en las gráficas presentadas en el Figura 12.C, se observa el comportamiento de adsorción y desorción en función a la presión relativa y el volumen adsorbido, brindando información sobre las características texturales del material, así como el tipo de porosidad y el tipo de histéresis. Según la clasificación de la IUPAC, las isotermas de adsorción de las muestras activadas a diferentes temperaturas que se muestran en el ANEXO 3 son de tipo IV con bucle de histéresis de tipo H3 (Figura 12.A y 12.B), que es típico de los materiales mesoporosos (Thommes et al., 2015). La presencia del fenómeno de histéresis corrobora que las muestras son un material con estructura mesoporosa y factible para ser utilizado como adsorbente. (Kumar et al., 2020; Ociński et al., 2016).

Figura 12.

A: Clasificación de isothermas de fisisorción, B: Clasificación de bucles de histéresis, C: Adsorción y desorción en función a la presión relativa y volumen adsorbido.



Nota: (A) y (B) Tomado de Thommes et al. (2015)

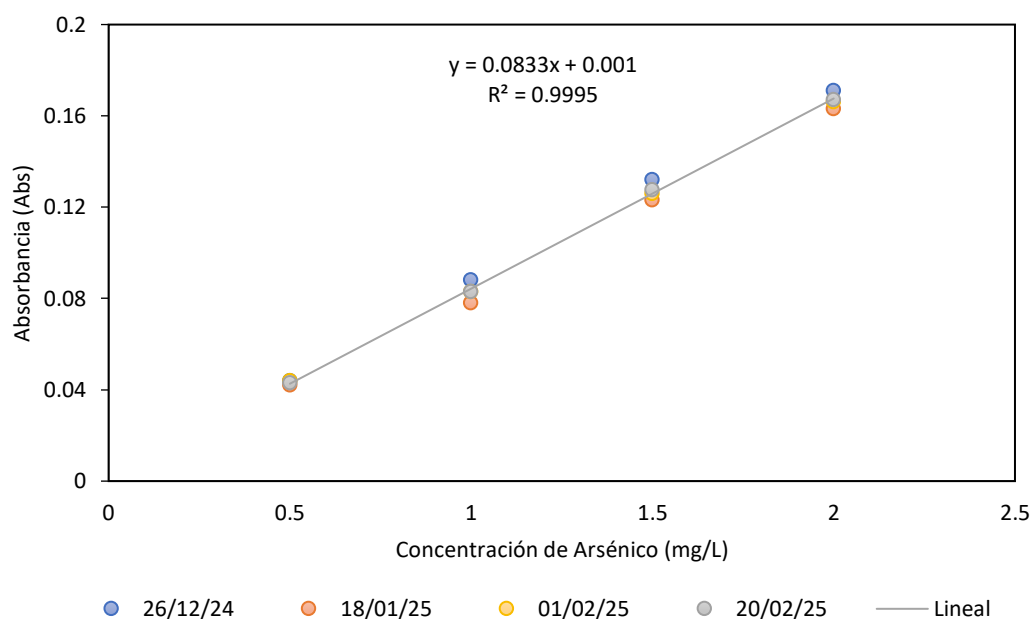
4.2.2. Cuantificación de arsénico por el método espectrofotométrico azul de molibdeno

Con el objetivo de convertir los datos de absorbancia obtenidos en el espectrofotómetro, se determinó la ecuación de la recta de calibración para la cuantificación de la solución estándar de arsénico utilizando el método azul de molibdeno. Se halló el coeficiente de varianza (R^2)

de 0.9995. En la Figura 13, se muestran los resultados de las absorbancias de diferentes concentraciones de patrón de arsénico, demostrando que todos los puntos experimentales mantienen una tendencia lineal sin dispersión significativa. Además, la ecuación de la recta presenta una pendiente de 0.0833 y muestra un intercepto de +0.001, permitiendo así realizar la conversión precisa de los datos experimentales.

Figura 13.

Curva de calibración para la cuantificación de As total



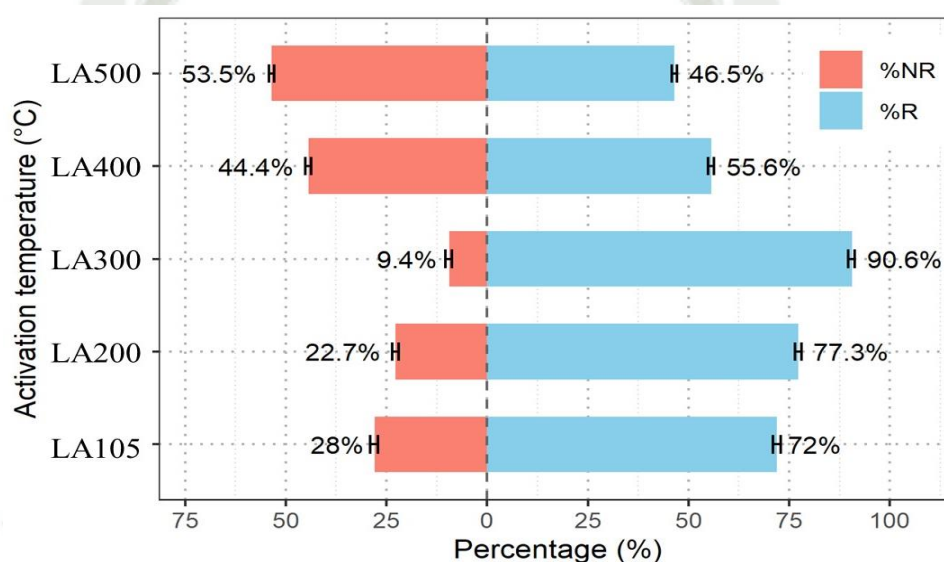
4.2.3. Determinación de la temperatura de activación óptima de la muestra de lodo para adsorber arsénico

En la Figura 14 se muestra el promedio de la distribución composicional de cinco ensayos realizados sobre la remoción de arsénico a diferentes temperaturas de activación con sus respectivos intervalos de confianza estimados mediante el uso de bootstrapping. Donde se aprecia que el mayor nivel de remoción se dio a 300 °C con el 90.6% de remoción (%R). La temperatura menos efectiva fue 500 °C donde el 53.5% de arsénico no logró removerse

(%NR). Los bajos niveles del intervalo de confianza denotan la confiabilidad del presente análisis.

Figura 14.

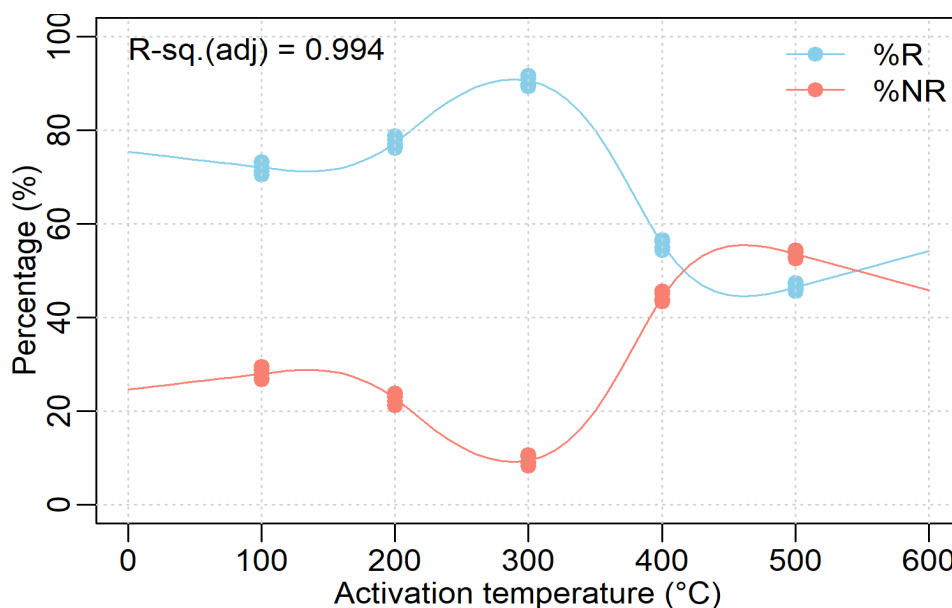
Distribución composicional del promedio de la remoción de arsénico en cinco ensayos a diferentes temperaturas de activación. %R: remoción, %NR: No remoción.



La Figura 15 muestra que el comportamiento composicional de la remoción de arsénico a diferentes temperaturas no sigue un comportamiento lineal. Por este motivo, se utilizó un modelo GAM para estimar esta tendencia dentro del rango de calibración. El R^2 ajustado de 0.995 indica un ajuste casi perfecto a los datos. El análisis dentro del rango de calibración muestra que a temperaturas superiores a 400 °C el porcentaje de remoción es inferior que los porcentajes de no remoción.

Figura 15.

Estimación composicional de la remoción de arsénico a diferentes temperaturas de activación mediante un modelo GAM. %R: remoción, %NR: No remoción.



La Tabla 10 muestra el análisis de varianzas de la transformación isométrica de la composición ligada al porcentaje de remoción (variable explicada) a cinco diferentes temperaturas. Los resultados evidenciaron un valor p cercano a cero que indica que la temperatura de activación tiene un efecto significativo sobre la variable respuesta. Lo que sugiere que al menos una de las temperaturas de activación es significativamente diferente de las otras.

Tabla 10.
Tabla de análisis de varianza

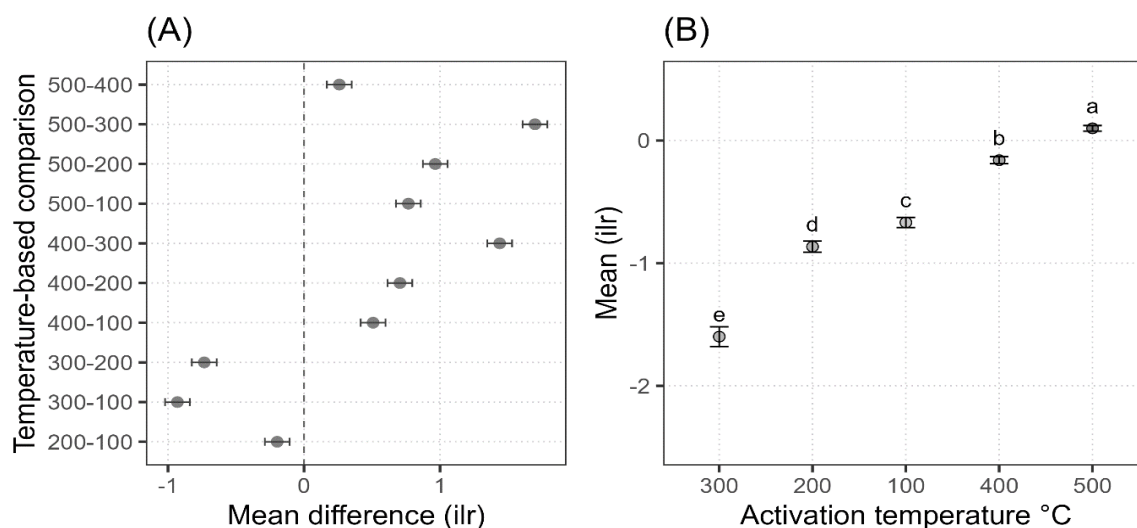
Response: ilr (Remotion/ non remotion)						
	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Prob(>F)	
Activation temperature °C	4	8.7358	2.18395	943.15	< 2.2e-16	***
Residuals	20	0.0463	0.00232			

Signif. codes:						
0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1						

Se realizó la prueba de normalidad de Shapiro-Wilk ($p = 0.9928$, $W = 0.98913$), confirmando que los residuos siguen una distribución normal. Con este resultado se aplicó el test post hoc de Tukey para comparar medias entre tratamientos. Los datos fueron transformados mediante ilr, donde valores más negativos indican mayor remoción. En la Figura 16A, valores positivos en el eje horizontal indican que la segunda temperatura supera a la primera (p. ej., LA300 > LA 500, LA300 > LA400), mientras que valores negativos indican lo contrario (p. ej., LA300 > LA200, LA300 > LA105). La Figura 16B muestra la clasificación global: LA300 > LA200 > LA105 > LA400 > LA500.

Figura 16.

Análisis de comparaciones múltiples de Tukey. A) Comparación entre pares. B) comparación global de medias.



Diversos estudios coinciden en que la modificación térmica del lodo de PTAP influye significativamente en su capacidad de adsorción de arsénico. Gupta et al., (2021) reportaron una eficiencia máxima de remoción del 92 % con lodo activado a 200 °C, mientras que a 400 °C fue de 87 %, y a 600 °C la eficiencia disminuyó notablemente. Estos resultados coinciden con lo observado en esta investigación, donde la remoción aumentó de 71,99 % (LA105) a 90,52 % (LA300), atribuido a la eliminación de materia orgánica y agua, lo que favorece el desarrollo de porosidad y área superficial. Sin embargo, temperaturas superiores a 400 °C reducen la eficiencia de remoción. Esto se debe a los cambios en la morfología superficial y en la estructura mineral del lodo (Jeon et al., 2018)

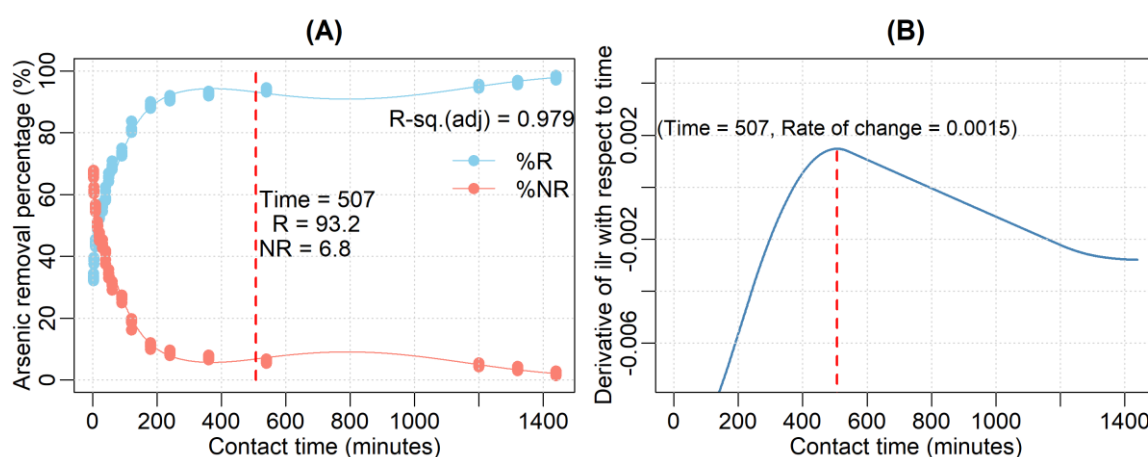
4.2.4. Análisis del Tiempo de Contacto

El tiempo de contacto optimo se realizó para la muestra LA300, que obtuvo mayor porcentaje de remoción en la experimentación previa. Los parámetros que se establecieron para estos ensayos fueron: Concentración inicial de arsénico 30 mg/L, pH de la solución 6.0,

volumen de la solución 0.1 L, dosis de adsorbente 0.1 g/L, agitación constante a 300 RPM, en modo Batch durante 24 h. Se consideraron diferentes tiempos de contacto (2, 4, 8, 15, 20, 30, 40, 50, 60, 90, 120, 180, 240, 360, 540, 1200, 1320, 1440) min. Los resultados del porcentaje de remoción de arsénico del lodo activado a 300 °C a diferentes tiempos se presentan en la Figura 17.

Figura 17.

Remoción de As en función al tiempo A: Promedio del porcentaje de remoción de As a diferentes tiempos, B: Derivada numérica del ltr de remoción de arsénico respecto al tiempo.



La parte A de la Figura 17 muestra la distribución promedio del comportamiento composicional de la remoción de arsénico a diferentes tiempos. Para cada tiempo se consideraron cinco ensayos. Este análisis sigue una distribución creciente para la parte de remoción y decreciente para la parte de no remoción, se observa que a partir de los 180 min la remoción de arsénico aumenta lentamente a comparación de los primeros minutos donde ocurre la mayor adsorción de arsénico sobre la muestra de lodo activado hasta llegar al punto de saturación del adsorbente.

Los resultados obtenidos coinciden con estudios previos que señalan un tiempo de contacto optimo entre 120 a 180 min (Byambaa et al., 2020; K. M. Nguyen et al., 2019). Jin et al.,

(2025) destacan que los lodos requieren tiempos de contacto menores al ser activados térmicamente. Por otro lado, Shah et al., (2024) removieron As del agua usando lodos tratados con hidróxido de potasio, logrando que el porcentaje de remoción incrementa progresivamente hasta alcanzar su punto máximo a los 210 min.

El modelamiento del porcentaje de remoción en función del tiempo de contacto se ajustó significativamente a un modelo GAM, con un coeficiente de determinación R^2 ajustado del 0.979.

El análisis del comportamiento de la remoción de arsénico evidenció a los dos minutos una relación porcentual promedio entre remoción y no remoción fue de ($R = 33\%$, $NR = 67\%$) y a los 1.440 minutos de ($R = 98\%$, $NR = 2\%$). La parte B de la Figura 17 muestra el análisis de la derivada numérica del $\ln R$ de remoción de arsénico respecto al tiempo donde el equilibrio se encontró a los 507 min de contacto con una tasa de cambio de 0.0015. La parte A de Figura 17 muestra que a los 507 min el nivel de la relación entre remoción y no remoción fue de 93.2% y 6.8% respectivamente.

4.3.Optimización de la adsorción de arsénico utilización el diseño de superficie de respuesta Box Behnken

4.3.1. Diseño de Superficie de Respuesta Box Behnken

Se creó un diseño experimental Box Behnken (BB) utilizando el lodo modificado térmicamente que obtuvo mayor porcentaje de remoción de arsénico, según los experimentos previos se seleccionó el lodo activado a 300 °C (LA300), en un tiempo de contacto de 180 min, variando la concentración inicial de arsénico (10, 30, 50) mg/L, diferentes dosis de adsorbente (3, 8, 13) g/L y variando el pH de la solución (2, 6, 10). La variable de respuesta fue el porcentaje de remoción de As (%). Los niveles establecidos para el diseño se determinaron mediante ensayos preliminares y revisión bibliográfica. En la tabla

11 se muestra el diseño experimental que comprende 15 experimentos aleatorios seleccionados por el software Design Expert.

Tabla 11.

Resultados del porcentaje de remoción de arsénico (%) sobre LA300 utilizando el diseño experimental Box Behnken.

Item	C _{0As} (mg/L)	D (g/L)	pH	Porcentaje de remoción de arsénico (%)
1	30	3	2	11.56
2	50	8	2	39.09
3	10	8	10	83.65
4	10	13	6	98.02
5	50	3	6	13.27
6	50	8	10	26.52
7	30	8	6	52.62
8	30	8	6	54.17
9	10	8	2	57.71
10	10	3	6	60.01
11	30	3	10	16.46
12	50	13	6	92.35
13	30	8	6	65.2
14	30	13	2	79.63
15	30	13	10	83.41

Los resultados del diseño Box Behnken presentados en la Tabla 11 mostraron que el mayor porcentaje de remoción se obtuvo combinando 10 mg/L de concentración inicial de arsénico a pH 6 y una dosis de adsorbente de 13 g/L, logrando 98,02% de remoción de arsénico.

El análisis de varianza (ANOVA) realizado en el software Design Expert se presenta en la Tabla 12 donde muestra el análisis del modelo y de la falta de ajuste, definidos por los valores F y P. Según los resultados del análisis, el valor $p = 0.0007$, se puede inferir que el modelo en general es significativo debido a que los factores seleccionados y sus interacciones explican una parte significativa de la variabilidad en el porcentaje de remoción de arsénico.

En cuanto a los factores individuales, el primer factor (A), concentración inicial de arsénico (C_0As), mostró un valor $p = 0.0009$ (< 0.05), lo que confirma su relevancia en la eficiencia de remoción, dado que a altas concentraciones el adsorbente puede saturarse, reduciendo su capacidad de adsorción. El segundo factor (B), dosis de adsorbente, presentó un valor $p < 0.0001$, evidenciando que la cantidad de LA300 es determinante para mejorar la remoción, aunque dosis excesivas pueden limitar la eficiencia al saturar los sitios activos. En contraste, el tercer factor (C), pH, obtuvo un valor $p = 0.2779$ (> 0.05), por lo que no se identificó un efecto significativo, posiblemente debido a que los niveles evaluados no fueron los más adecuados o a que el adsorbente presenta una alta eficacia en un amplio rango de pH.

Respecto a las interacciones, AB ($p = 0.0238$) y AC ($p = 0.0299$) resultaron significativas, mientras que BC ($p = 0.9337$) no mostró efecto relevante. La prueba de falta de ajuste arrojó un valor $p = 0.6018$ (> 0.05), lo que confirma que el modelo se ajusta adecuadamente a los datos experimentales.

El ajuste del modelo Box-Behnken evidenció un $R^2 = 0.9826$, lo que refleja una alta capacidad de explicación de la variabilidad experimental. El R^2 predicho (0.8315), aunque menor, se mantiene cercano al R^2 , sugiriendo buena capacidad de predicción con una ligera

pérdida de precisión. Finalmente, el coeficiente de variación (CV) de 11.52 % se considera aceptable, lo que indica baja variabilidad y, por tanto, mayor confiabilidad y precisión en el modelo.

Tabla 12.

Resultados del análisis de las variables evaluadas en el diseño experimental Box Behnken.

Fuente	Valor-F	Valor-P	
Modelo	30.76	0.0007	Significante
A-Concentración inicial As	49.05	0.0009	
B-Dosis de adsorbente	190.46	< 0.0001	
C-pH	0.6922	0.2779	
AB	8.61	0.0238	
AC	8.60	0.0299	
BC	0.3099	0.9337	
A²	4.23	0.1183	
B²	0.1130	0.5205	
C²	13.40	0.0162	
Residual			
Falta de ajuste	0.7866	0.6018	No significativo
R²		0.9826	
R² predicho		0.8315	
CV %		11.52	

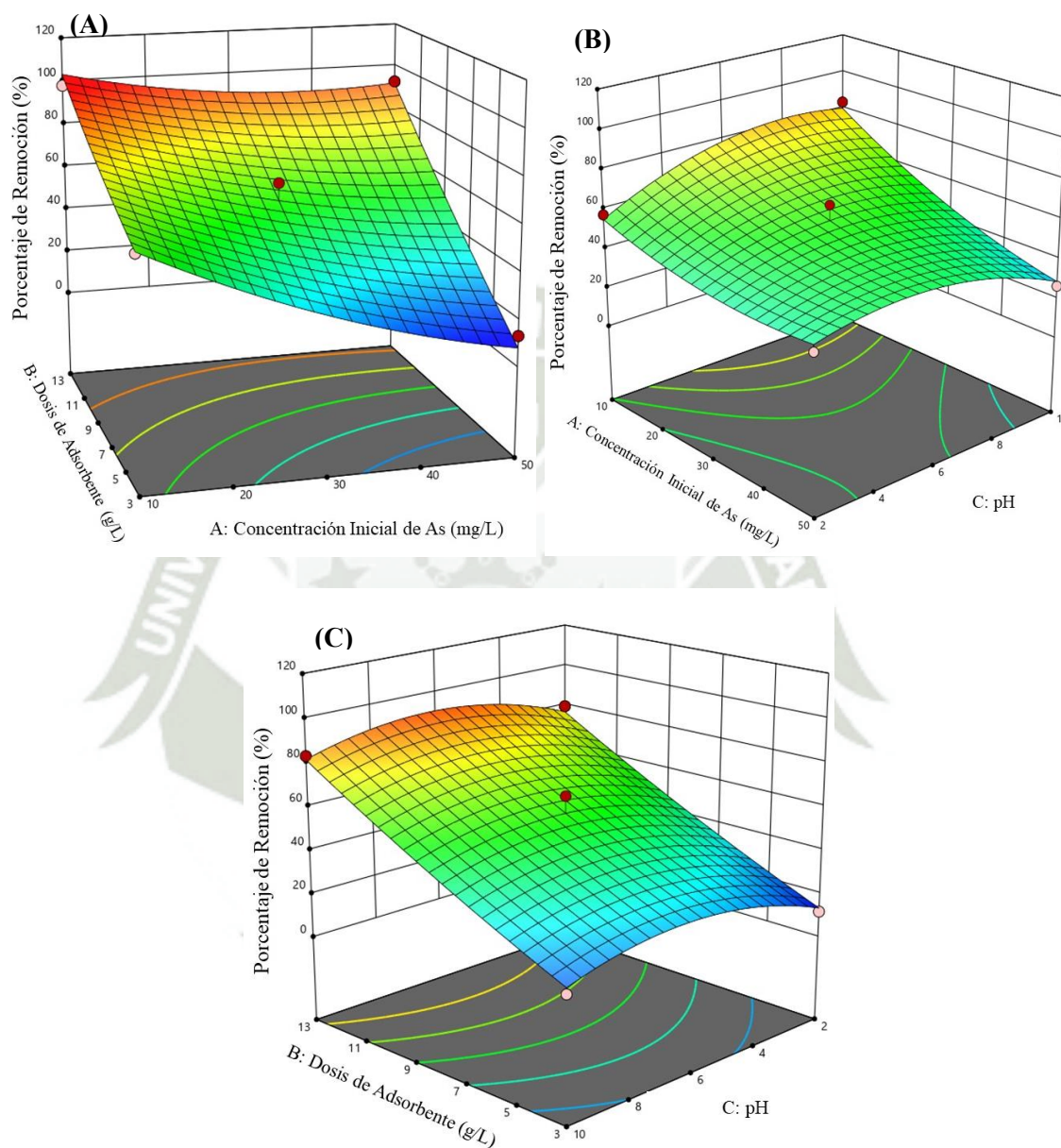
En la Figura 18 se presenta las gráficas 3D de la superficie de respuesta de los factores y sus interacciones, donde la Figura 18.A corresponde a la interacción entre los factores A (Concentración inicial de arsénico) y B (Dosis de adsorbente) sobre la remoción de arsénico, se observa que a medida que disminuye el factor A y el factor B incrementa, el porcentaje de remoción es mayor, indicando que al aumentar la dosis del adsorbente, se incrementa la cantidad de sitios activos disponibles para la adsorción de arsénico y a menor C_{0As} las interacciones entre el adsorbente y el adsorbato son más eficientes, caso contrario a mayor concentración inicial de arsénico y menor dosis de adsorbente la remoción resulta deficiente debido a la saturación o competencia por los sitios activos del adsorbente.

En la Figura 18.B muestra la interacción entre los factores A (concentración inicial de arsénico) y C (pH) donde la remoción de arsénico es mayor cuando la concentración inicial de arsénico es menor y el pH es alto. Además, indica que la remoción de arsénico es menor en condiciones de pH alto y concentración de arsénico alto. Para finalizar, en la Figura 18.C gráfica la interacción de los factores B (dosis de adsorbente) y C (pH) indicando que a mayor dosis de adsorbente y a un nivel medio de pH logra mayor eficiencia de remoción de As.

En general, las gráficas 3D de superficie de respuesta proponen que las condiciones óptimas para maximizar la remoción de arsénico se dan a una concentración inicial de arsénico baja (10 mg/L), dosis de adsorbente alta (13 g/L) y niveles de pH medios (cercana a 6).

Figura 18.

Gráfica 3D de la superficie de respuesta del porcentaje de remoción de arsénico con lodo activado a 300 °C



El software Design Expert permitió la optimización de los factores obtenidos de la superficie de respuesta, los factores A y C se mantuvieron en el rango, mientras que el factor B se minimizó y la variable de respuesta (porcentaje de remoción de arsénico) se maximizó, consiguiendo las siguientes condiciones: A (concentración inicial de arsénico): 10 mg/L, B

(dosis de adsorbente): 3 g/L, C (pH): 8.13. Al realizar los experimentos bajo las condiciones anteriormente mencionadas se obtuvo un porcentaje de remoción de 63.65 %, el cual es un valor valido ya que se encuentra dentro del 95 % de confianza.

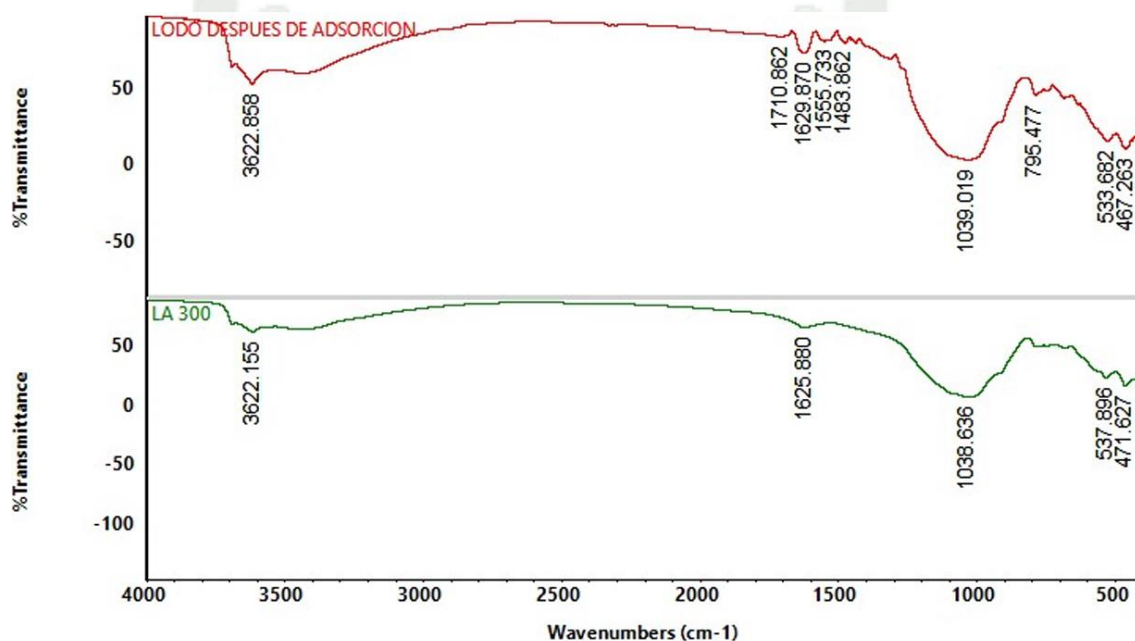
Finalmente se analizaron las muestras de LA300 luego de la adsorción de arsénico mediante FTIR, en la Figura 19 se muestran los espectros obtenidos antes y después de la adsorción de arsénico, donde se observan cambios notables en diferentes bandas que indican interacciones químicas entre el adsorbato y los grupos funcionales presentes en el adsorbente. El desplazamiento y cambios de intensidad en las bandas reflejan la formación de enlaces entre el adsorbato y la superficie del material, lo que sugiere un proceso de adsorción tipo químico (quimisorción). La banda $\sim 3622\text{ cm}^{-1}$ atribuida a los grupos hidroxilo (-OH) de hidróxidos metálicos como Al-OH o Fe-OH presentes en la superficie de LA300, disminuye en intensidad luego de la adsorción, sugiriendo que estos grupos participan activamente en la formación de complejos con el arsénico. Además, luego del proceso de adsorción de arsénico se observa la aparición de nuevas bandas entre $(1710\text{ a }1458)\text{ cm}^{-1}$ que pueden atribuirse a vibraciones de flexión de grupos H-O-H o con la formación de complejos superficiales entre el arsénico y los grupos funcionales del adsorbente, que implica modificaciones en la estructura química del adsorbente. Según Jiang et al. (2025) estas alteraciones espectrales son comunes cuando ocurre interacción química, especialmente en adsorbentes ricos en óxidos o hidróxidos metálicos. Por otra parte, la banda $\sim 1038\text{ cm}^{-1}$ relacionada con estiramientos de Si-O o Al-OH, se mantiene luego del proceso de adsorción de As, aunque con una ligera modificación, Saffari & Moosavirad, (2024) demostraron que estos grupos funcionales pueden interactuar con el As, formando enlaces que afectan la intensidad y posición de las bandas.

Por último, los cambios en la región espectral entre $(800\text{ a }400)\text{ cm}^{-1}$, donde se encuentran las bandas de deformación de enlaces metálicos como Fe-O o Al-O, indican una

reconfiguración en la estructura del material, probablemente como resultado de la interacción con el As.

Figura 19.

Espectros de la muestra de lodo activado a 300 °C antes y después del proceso de adsorción de As



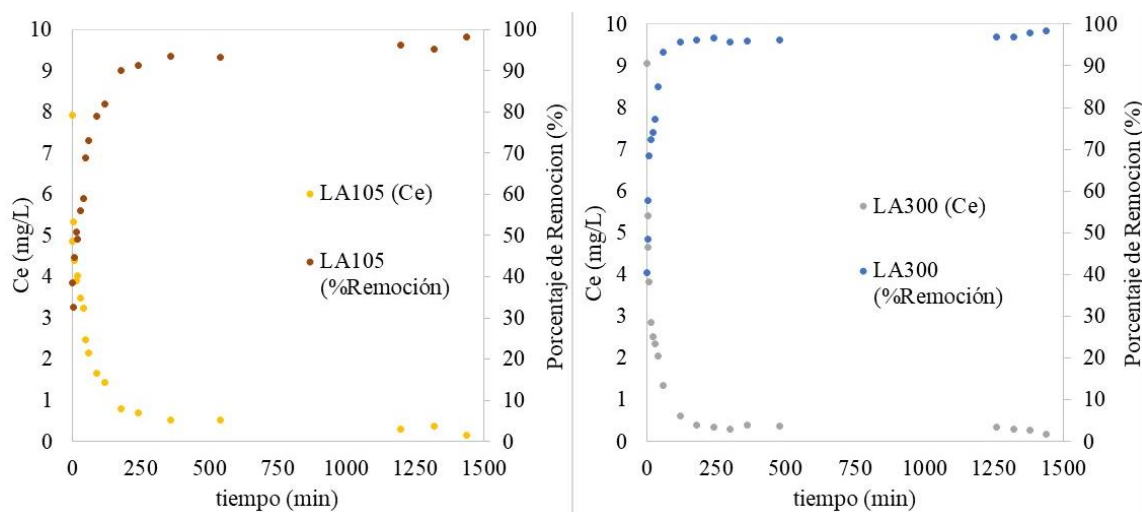
4.4. Evaluación de la cinética y los mecanismos de adsorción de As con lodo pretratado a 105 °C (LP105) y lodo activado a 300 °C (LA300)

4.4.1. Cinética de Adsorción

Se llevó a cabo la adsorción de As sobre LP105 y LA300 en condiciones operacionales óptimas (C_{0As} : 10 mg/L, Dosis de adsorbente: 3 g/L, pH: 8.13, agitación: 300 RPM, volumen: 0.1 L) (Figura 20). Se observó que la remoción de As llega al equilibrio en un tiempo $t = 60$ min para la muestra LA300, logrando que durante los primeros minutos reduzca significativamente la concentración de equilibrio (C_e) debido a la gran afinidad del adsorbente con el adsorbato en comparación de la muestra LP105, que llegó al equilibrio a los 180 min.

Figura 20.

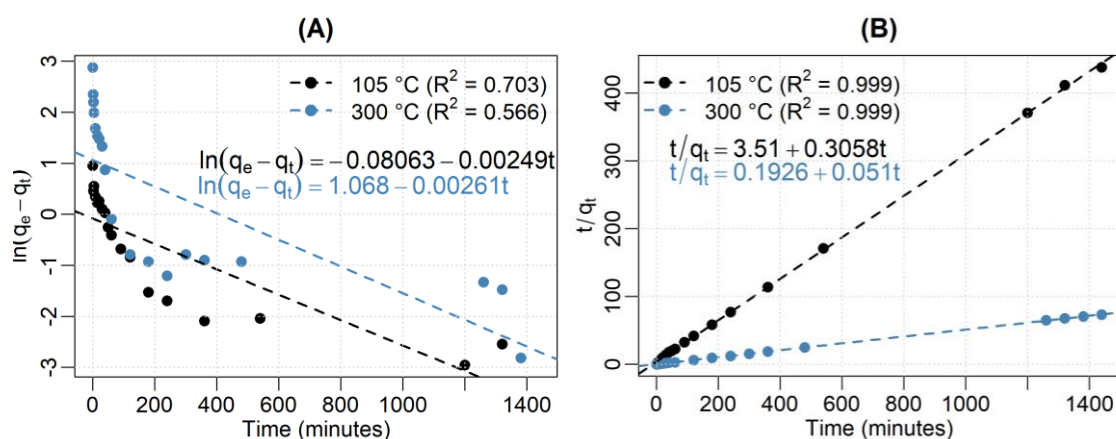
Concentración residual de As y porcentaje de remoción sobre LP105 y LA300 con relación al tiempo



En la Figura 21.A muestra la cinética adsorción de As sobre LP105 y LA300 demostrando que la cantidad de As adsorbido en la superficie del adsorbente es mayor para LA300. La Figura 21.B muestra el ajuste del modelo de pseudo-segundo orden, deduciendo que la calcinación descompuso la materia orgánica, logrando que la activación térmica mejore significativamente el aumento en las áreas superficiales BET y la capacidad de adsorción de LA300.

Figura 21.

Cinética de adsorción de LP105 y LA300 en As.



Según los resultados presentados en la Tabla 13, para LA300 el coeficiente de correlación lineal simple para el modelo Pseudo primer orden ($R^2 = 0.5663$) es considerablemente menor que la unidad, sin embargo, el coeficiente de linealidad del modelo de Pseudo Segundo orden ($R^2 = 0.9999$) resultó mucho más cercano a la unidad, es decir, el sistema de adsorción se ajusta casi perfectamente al modelo de pseudo-segundo orden describiendo muy bien el comportamiento cinético observado.

De igual modo, para la muestra LP105 se obtuvo un coeficiente de linealidad para el modelo de pseudo-primer orden ($R^2 = 0.7031$) que no se ajusta adecuadamente al proceso de adsorción, siendo el modelo cinético de pseudo-segundo orden el que se ajusta casi perfectamente al sistema de adsorción, ya que presentó un coeficiente de correlación lineal de $R^2 = 0.9997$ (Tabla 13).

Además, el modelo de pseudo-segundo orden predice de forma mucho más precisa q_e para ambas muestras, ya que los valores de q_e muy cercanos al experimental y los coeficientes de linealidad indican un mejor ajuste. En cambio, el modelo de pseudo-primer orden presenta desviaciones notables en la predicción de q_e .

Esto sugiere que el mecanismo de adsorción esté relacionado con la adsorción química (quimisorción) donde se involucran enlaces más fuertes y la velocidad está controlada por interacciones específicas entre el adsorbente y el adsorbato, lo que significa que la adsorción se produjo mediante enlace covalente e intercambio iónico sobre los adsorbentes. (Kang et al., 2019)

Kumar et al, (2020) reportaron que, en el estudio cinético de adsorción de As sobre lodo seco a 105 °C, el modelo de pseudo-segundo orden presentó el mejor ajuste a los datos experimentales, este comportamiento sugiere que la adsorción tuvo lugar principalmente en sitios activos de las fases sólidas mediante un mecanismo de quimisorción. Además, la

capacidad de adsorción de la muestra de lodo analizada fue menor a la obtenida en esta investigación ($q_e = 8.44$ mg/g).

Jeon et al, (2018) realizaron estudios cinéticos de adsorción de As sobre lodo a (105, 300 y 500) °C obteniendo como resultado valores de q_e (6.07, 62.92, 10.39) mg/g respectivamente, al igual que el presente estudio la capacidad de adsorción en equilibrio del LA300 fue superior al LP105 (Tabla 13). En todas las muestras analizadas por Jeon et al. (2018) , los valores del coeficiente de determinación correspondientes al modelo cinético de pseudo-segundo orden superaron a los obtenidos con el modelo de pseudo-primer orden tal como se evidencio en esta investigación. Esto sugiere que la quimisorción podría constituir el paso limitante en la velocidad del proceso de adsorción de As sobre las distintas muestras de lodo. Dicho control cinético estaría asociado a mecanismos de sorción química caracterizados por la participación de fuerzas de valencia y el intercambio de electrones entre el adsorbente y el adsorbato.

Tabla 13.

Resultados de las constantes de los modelos cinéticos para LP105 y LA300

Muestra	Modelo cinético	Parámetro	Unidad	Resultado
LP105	q_e experimental		mg/g	9.86
	Pseudo Primer Orden	q_e	mg/g	10.42
		k_t	min ⁻¹	0.0058
		R^2	-	0.7031
	Pseudo Segundo Orden	q_e	mg/g	9.81
		k_t	min ⁻¹	0.0089
		R^2	-	0.9997
LA300	q_e experimental		mg/g	19.69

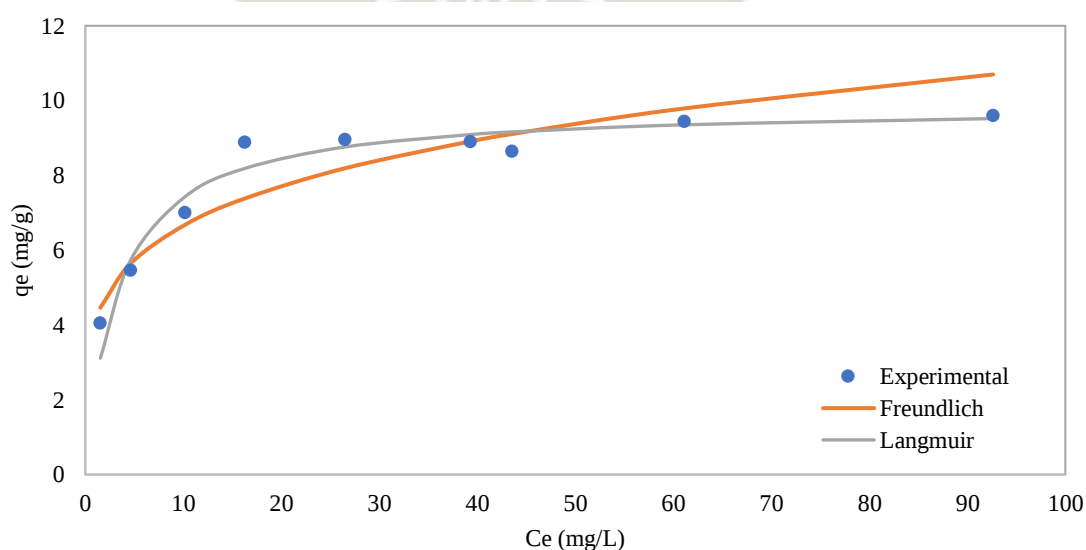
Pseudo Primer Orden	q_e	mg/g	11.71
	k_t	min^{-1}	0.0060
	R^2	-	0.5663
Pseudo Segundo Orden	q_e	mg/g	19.61
	k_t	min^{-1}	0.0135
	R^2	-	0.9999

4.4.2. Isotermas de adsorción

Para describir la capacidad y mecanismos del proceso de adsorción de As sobre LA300 se utilizaron dos modelos de isotermas de adsorción (Langmuir y Freundlich). Con el objetivo de evaluar qué modelo describe de manera más adecuada el comportamiento del sistema, se graficaron las concentraciones de equilibrio (C_e) frente a las cantidades adsorbidas en equilibrio (q_e) junto con las curvas ajustadas de ambos modelos (Figura 22).

Figura 22.

Comparación de los modelos de las Isotermas de Langmuir y Freundlich con los resultados experimentales de remoción de As sobre LA300



Un buen ajuste al modelo de Freundlich indicaría una superficie heterogénea con sitios de adsorción de diferentes energías, mientras que una mejor correlación con el modelo de Langmuir sugeriría una adsorción en monocapa sobre una superficie homogénea, como se observa en la Figura 22 el modelo que mejor se ajusta a los datos experimentales es el propuesto por Langmuir, esto sugiere que el sistema sigue un comportamiento más cercano al de una adsorción en monocapa sobre una superficie homogénea, con una buena afinidad entre el adsorbente y el adsorbato.

En la Tabla 14 se presentaron los parámetros de los modelos evaluados (Langmuir y Freundlich) donde el coeficiente de determinación para el modelo de Freundlich ($R^2=0.899$) indica un buen ajuste, aunque no perfectamente, lo que probablemente se deba a cierta heterogeneidad en la superficie del adsorbente, además la intensidad de adsorción ($1/n=0.213$) al ser menor a la unidad, indica una adsorción altamente favorable.

Por otro lado, en el modelo de Langmuir, el coeficiente de correlación lineal simple ($R^2=0.998$) presentó un excelente ajuste del modelo a los datos experimentales, sugiriendo que la adsorción probablemente ocurre en una monocapa uniforme. El valor de $q_{\max}$ (9.862 mg/g) sugiere que la capacidad máxima del adsorbente (LA300) hacia el arsénico es relativamente alta, este resultado es similar al $q_{\exp}$ (9.604mg/g). Además, el rango del factor de separación ($R_L=0.4-0.032$) fue mayor a 0 pero menor a 1 para todas las concentraciones iniciales (C_0) indicando que la adsorción es favorable, asimismo la constante de Langmuir ($K_L=0.3$ L/mg) refleja una afinidad moderadamente alta entre el As y la superficie del adsorbente.

Tabla 14.
Comparación de parámetros de las isothermas de Langmuir y Freundlich

Modelo de Isotherma	Parámetro	Resultado
Freundlich	R^2	0.899
	k_F (L/mg)	4.070
	$1/n$	0.213
Langmuir	R^2	0.998
	R_L	0.4-0.032
	k_L (L/mg)	0.3
	q_{max} (mg/g)	9.862

Al igual que el presente estudio, en los resultados obtenidos por Kim et al. (2012) y Kumar et al. (2020) el modelo de Langmuir presenta el mejor ajuste, evidenciado por valores altos de R^2 (0.923 - 0.936). Sin embargo, este estudio tuvo valores superiores de R^2 a los reportados en estudios anteriores utilizando lodo de alumbré. Adicionalmente, se obtuvieron capacidades máximas de adsorción de As de 36,8 mg/g, corroborando que la adsorción ocurre predominantemente mediante un mecanismo de formación de monocapa sobre una superficie homogénea (Kumar et al., 2020).

No obstante, otros estudios obtuvieron que los ensayos de equilibrio se ajustan mejor al modelo de Freundlich ya que la composición heterogénea del lodo y sus características superficiales influyeron significativamente en la adsorción de As ($R^2= 0.91 - 0.993$) (Hak Lee et al., 2020; Jeon et al., 2018; Jo et al., 2021; Kang et al., 2019).

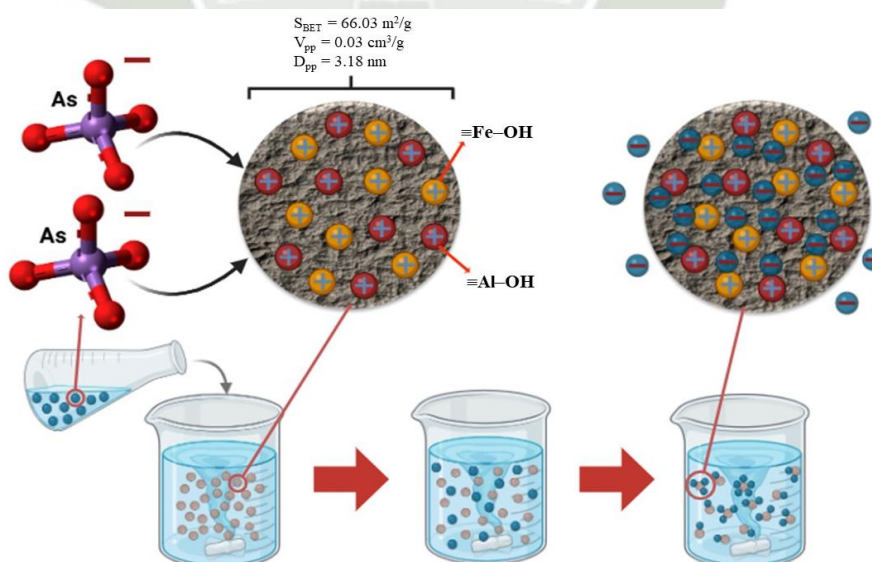
La preferencia del modelo de Langmuir o Freundlich depende fundamentalmente de las características fisicoquímicas del adsorbente, de la naturaleza del adsorbato y las

condiciones del sistema. Por ello, se puede inferir que el tratamiento térmico del lodo generó una superficie más uniforme, favoreciendo interacciones químicas específicas y altamente organizadas.

Estos resultados revelan que ambos modelos describen adecuadamente el proceso de adsorción. Sin embargo, el modelo de Langmuir presentó un mejor ajuste a los datos experimentales, coincidiendo con el estudio de la cinética de adsorción, donde se ajustó mejor al modelo de pseudo-segundo orden que sugieren que el proceso de adsorción del As sobre el adsorbente está controlado principalmente por un mecanismo de quimisorción en el que la velocidad del proceso depende de la disponibilidad de sitios activos en la superficie del adsorbente y no simplemente de la concentración del adsorbato en solución, infiriendo que el proceso de adsorción implica interacciones químicas específicas como la formación de enlaces, más que simples interacciones físicas (Kumar et al., 2020).

Figura 23.

Mecanismo de adsorción de As sobre lodo de PTAP



En la Figura 23 se presenta gráficamente el mecanismo de adsorción de As sobre el lodo de PTAP activado que se atribuye principalmente a la interacción de las especies arsenicales (H_2AsO_4^- y HAsO_4^{2-}) con los grupos superficiales $\equiv \text{Fe-OH}$ y $\equiv \text{Al-OH}$. Estos sitios activos,

cargados positivamente, favorecen la atracción electrostática y el intercambio de ligandos, en el cual los grupos hidroxilo son sustituidos por oxoaniones de arsénico, confirmando un proceso dominado por quimisorción. La estructura mesoporosa del material ($SBET = 66.03 \text{ m}^2/\text{g}$, $V_{pp} = 0.03 \text{ cm}^3/\text{g}$, $D_{pp} = 3.18 \text{ nm}$) facilita la difusión de los iones hacia el interior del adsorbente y la ocupación progresiva de los sitios activos hasta alcanzar el equilibrio. En conjunto, la composición mineral rica en Al y Fe, junto con la morfología mesoporosa, explica la alta eficiencia del lodo activado en la remoción de arsénico.





CAPÍTULO V

5. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

5.1. Conclusiones

PRIMERO: Se realizó la caracterización estructural y fisicoquímica del LP, que mostró la presencia de minerales y metales que favorecen en la capacidad de adsorción de As. El análisis superficial sugiere una estructura mesoporosa y la presencia significativa de sitios activos en la superficie, lo que refuerza su eficiencia como adsorbente.

SEGUNDO: La temperatura de activación óptima fue a 300 °C con una mayor S_{BET} y eficiencia en la remoción de As (90,81%). La adsorción de As ocurrió durante los primeros 180 minutos de contacto y alcanzó el equilibrio a los 507 min. Sin embargo, a mayor temperatura de activación, resultó en una menor capacidad adsorbente.

TERCERO: La optimización del proceso de remoción de As mediante LA300 se llevó a cabo utilizando un diseño experimental Box-Behnken. Se alcanzó una eficiencia de remoción del 63,65%. Se logró determinar las condiciones óptimas de operación: $C_{0As} = 10$ mg/L, $d = 3$ g/L y $pH = 8,13$.

CUARTO: El modelo de pseudo segundo orden describió adecuadamente el comportamiento del sistema, indicando un proceso controlado por quimisorción. Asimismo, la isoterma de Langmuir se ajustó mejor a los datos experimentales, sugiriendo una adsorción en monocapa sobre una superficie homogénea.

5.2.Recomendaciones

- Ampliar la caracterización del adsorbente incluyendo microscopía electrónica de barrido (SEM), para analizar la morfología superficial, así como análisis de potencial zeta (PZC), con el fin de comprender las interacciones electrostáticas del material en función del pH.
- Explorar métodos de activación química como complemento a la activación térmica utilizada, con el objetivo de mejorar la capacidad adsorbente del lodo residual y optimizar su funcionalización superficial.
- Evaluar la estabilidad y reutilización del material adsorbente, mediante estudios de ciclos sucesivos de adsorción-desorción, a fin de determinar su viabilidad técnica y económica como adsorbente reutilizable a largo plazo.
- Implementar pruebas a escala piloto, bajo condiciones óptimas previamente determinadas, para validar la eficacia del lodo activado térmicamente en la remoción de As en matrices reales de agua.



CAPÍTULO VI

6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Agwu, E. J., Odanwu, S. E., Ezewudo, B. I., Odo, G. E., Nzei, J. I., Iheanacho, S. C., & Islam, M. S. (2023). Assessment of water quality status using heavy metal pollution indices: A case from Eha-Amufu catchment area of Ebonyi River, Nigeria. *Acta Ecologica Sinica*, 43(6), 989–1000. <https://doi.org/10.1016/J.CHNAES.2023.02.003>
- Ahmad, T., Ahmad, K., Ahad, A., & Alam, M. (2016). Characterization of water treatment sludge and its reuse as coagulant. *Journal of Environmental Management*, 182, 606–611. <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2016.08.010>
- ASTM D2854-96. (2000). *Standard Test Method for Apparent Density of Activated Carbon*. <https://www.astm.org/d2854-96r00.html>
- ASTM D2866-99. (1999). *Standard Test Method for Total Ash Content of Activated Carbon*. <https://www.astm.org/d2866-11r18.html>
- ASTM D2867-04. (2004). *Standard Test Methods for Moisture in Activated Carbon*. <https://www.astm.org/d2867-04.html>
- ASTM D3838. (1999). *Standard Test Method for pH of Activated Carbon*. <https://www.astm.org/d3838-80r99.html>
- Awab, H., Paramalingam, P. T. T., Rahim, A., & Yusoff, M. (2012). Characterization of Alum Sludge for Reuse and Disposal. *Malaysian Journal of Fundamental and Applied Sciences*, 8(4), 251–255. <https://doi.org/10.11113/MJFAS.V8N4.160>
- Baigorria, E., Cano, L., Sapag, K., & Alvarez, V. (2022). Removal efficiency of As (III) from aqueous solutions using natural and Fe(III) modified bentonites. *Environmental Technology*, 43(24), 3728–3741. <https://doi.org/10.1080/09593330.2021.1934559>
- Bolisetty, S., Peydayesh, M., & Mezzenga, R. (2019). Sustainable technologies for water purification from heavy metals: review and analysis. *Chemical Society Reviews*, 48(2), 463–487. <https://doi.org/10.1039/C8CS00493E>,
- Byambaa, E., Seon, J., Kim, T. H., Kim, S. D., Ji, W. H., & Hwang, Y. (2020). Arsenic (V) Removal by an Adsorbent Material Derived from Acid Mine Drainage Sludge. *Applied Sciences* 2021, Vol. 11, Page 47, 11(1), 47. <https://doi.org/10.3390/APP11010047>

- Canazas, C., Roy, J., Mendoza, V., Jose, A., Mesones, S., & Pio, J. (2022). Propuesta de aprovechamiento de lodos residuales de una planta de tratamiento de agua como agregado fino para la producción de concreto en la provincia de Mala, Cañete. In *Universidad Ricardo Palma*. <https://repositorio.urp.edu.pe/handle/20.500.14138/5896>
- Challco, A. (2024). *Eficiencia del lodo crudo con modificación térmica y química proveniente de una depuradora de agua como adsorbente en la remoción de un colorante textil (Pardo B) en Arequipa, Perú* [Universidad Católica de Santa María]. <https://hdl.handle.net/20.500.12920/14675>
- Chuquisala Ligua, A. (2021). *Determinación de parámetros cinéticos de adsorción de mercurio sobre biomasa obtenida de cascara de pitahaya* [Escuela Superior Politécnica de Chimborazo]. <http://dspace.esPOCH.edu.ec/bitstream/123456789/16728/1/96T00655.pdf>
- Colina, G., Jiménez, A., Challco, A., Tejada, K., Revilla, C., & Terán, R. (2024). Environmental Sustainability of the Removal of Alpaca Fiber Dye Using a Thermally Modified Sludge from a Drinking Water Treatment Facility. *Sustainability* 2024, Vol. 16, Page 7876, 16(18), 7876. <https://doi.org/10.3390/SU16187876>
- Fano, D., Vásquez-Velásquez, C., Aguilar, J., Gribble, M. O., Wickliffe, J. K., Lichtveld, M. Y., Steenland, K., & Gonzales, G. F. (2019). Arsenic Concentrations in Household Drinking Water: A Cross-Sectional Survey of Pregnant Women in Tacna, Peru, 2019. *Exposure & Health*, 12(4), 555. <https://doi.org/10.1007/S12403-019-00337-5>
- García-Rojas, N., Villanueva-Díaz, P., Campos-Medina, E., & Velázquez-Rodríguez, A. (2012). Análisis de la adsorción como método de pulimiento en el tratamiento de aguas residuales. *Quivera Revista de Estudios Territoriales*, 14(1), 109–129. <https://quivera.uaemex.mx/article/view/10455>
- George, C. M., Sima, L., Arias, M. H. J., Mihalic, J., Cabrera, L. Z., Danz, D., Checkley, W., & Gilman, R. H. (2014). Arsenic exposure in drinking water: an unrecognized health threat in Peru. *Bulletin of the World Health Organization*, 92(8), 565–572. <https://doi.org/10.2471/BLT.13.128496>
- Godoy, L. G. G. de, Rohden, A. B., Garcez, M. R., Costa, E. B. da, Da Dalt, S., & Andrade, J. J. de O. (2019). Valorization of water treatment sludge waste by application as

- supplementary cementitious material. *Construction and Building Materials*, 223, 939–950. <https://doi.org/10.1016/J.CONBUILDMAT.2019.07.333>
- Godoy, L. G. G. de, Rohden, A. B., Garcez, M. R., Da Dalt, S., & Bonan Gomes, L. (2020). Production of supplementary cementitious material as a sustainable management strategy for water treatment sludge waste. *Case Studies in Construction Materials*, 12, e00329. <https://doi.org/10.1016/J.CSCM.2020.E00329>
- Gupta, K., Joshi, P., Gusain, R., & Khatri, O. P. (2021). Recent advances in adsorptive removal of heavy metal and metalloid ions by metal oxide-based nanomaterials. *Coordination Chemistry Reviews*, 445, 214100. <https://doi.org/10.1016/J.CCR.2021.214100>
- Hak Lee, J., Hyun Ji, W., Soo Lee, J., Sook Park, S., Won Choi, K., Ung Kang, C., & Joon Kim, S. (2020). A Study of Fluoride and Arsenic Adsorption from Aqueous Solution Using Alum Sludge Based Adsorbent. *Econ. Environ. Geol*, 53(6), 667–675. <https://doi.org/10.9719/EEG.2020.53.6.667>
- Haseena, M., Malik, M., ... A. J.-E., & 2017, undefined. (n.d.). Water pollution and human health. *Eastafricaschoolserver.Org* M Haseena, MF Malik, A Javed, S Arshad, N Asif, S Zulfiqar, J Hanif *Environmental Risk Assessment and Remediation*, 2017•eastafricaschoolserver.Org. Retrieved December 4, 2023, from https://eastafricaschoolserver.org/content/_public/Environment/Teaching%20Resources/Environment%20and%20Sustainability/Water-pollution-and-human-health.pdf
- HuiPing, Z., YunXin, Z., LüYuFeng, Dong, L., & Jie, Z. (2017). Adsorption behaviors towards As and structural change of iron and manganese oxide sludge by thermal treatment. *China Environmental Science*, 37(8), 2986–2993.
- Jeon, E. K., Ryu, S., Park, S. W., Wang, L., Tsang, D. C. W., & Baek, K. (2018). Enhanced adsorption of arsenic onto alum sludge modified by calcination. *Journal of Cleaner Production*, 176, 54–62. <https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2017.12.153>
- Jiang, W., Qi, X., Huang, P., & Zhang, S. (2025). Highly efficient arsenate adsorption removal from wastewater based on activated carbon-iron based metal organic framework in situ grown composites. *Materials Science and Engineering: B*, 313, 117927. <https://doi.org/10.1016/J.MSEB.2024.117927>

- Jimenez Orihuela, A. A. (2023). *Evaluación del uso de los lodos residuales generados en una planta de tratamiento de agua potable como adsorbente para la remoción de un colorante orgánico usado en la industria textil arequipeña*. Universidad Católica de Santa María.
- Jin, F., Lu, J., Sun, F., Yang, F., & Li, Z. (2025). Application and development of sludge-based materials for environmental pollution remediation: a bibliometric review from 2004 to 2024. *RSC Advances*, 15(10), 8072–8087. <https://doi.org/10.1039/D5RA00620A>
- Jo, J. Y., Choi, J. H., Tsang, Y. F., & Baek, K. (2021). Pelletized adsorbent of alum sludge and bentonite for removal of arsenic. *Environmental Pollution*, 277, 116747. <https://doi.org/10.1016/J.ENVPOL.2021.116747>
- Kang, S., Park, S. M., Park, J. G., & Baek, K. (2019). Enhanced adsorption of arsenic using calcined alginate bead containing alum sludge from water treatment facilities. *Journal of Environmental Management*, 234, 181–188. <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2018.12.105>
- Kavacık, B., & Dölgen, D. (2022). Isıl işlem ile modifiye edilmiş arıtma çamuru kullanılarak sabit yataklı kolonda arsenik ve antimon giderimi. *Gazi Üniversitesi Mühendislik Mimarlık Fakültesi Dergisi*, 38(1), 629–638. <https://doi.org/10.17341/GAZIMMFD.1020632>
- Kim, J. G., Kim, H. Bin, Yoon, G. S., Kim, S. H., Min, S. J., Tsang, D. C. W., & Baek, K. (2020). Simultaneous oxidation and adsorption of arsenic by one-step fabrication of alum sludge and graphitic carbon nitride (g-C₃N₄). *Journal of Hazardous Materials*, 383, 121138. <https://doi.org/10.1016/J.JHAZMAT.2019.121138>
- Kim, Y. S., Kim, D. H., Yang, J. S., & Baek, K. (2012). Adsorption Characteristics of As(III) and As(V) on Alum Sludge from Water Purification Facilities. *Separation Science and Technology (Philadelphia)*, 47(14–15), 2211–2217. <https://doi.org/10.1080/01496395.2012.700676>; JOURNAL:JOURNAL:LSST19;REQUESTEDJOURNAL:JOURNAL:LSST20;WGROU:STRING:PUBLICATION
- Kumar, R., Kang, C. U., Mohan, D., Khan, M. A., Lee, J. H., Lee, S. S., & Jeon, B. H. (2020). Waste sludge derived adsorbents for arsenate removal from water. *Chemosphere*, 239, 124832. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2019.124832>

- Kumar, R., Patel, M., Singh, P., Bundschuh, J., Pittman, C. U., Trakal, L., & Mohan, D. (2019). Emerging technologies for arsenic removal from drinking water in rural and peri-urban areas: Methods, experience from, and options for Latin America. *Science of The Total Environment*, 694, 133427. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2019.07.233>
- Lenoble, V., Deluchat, V., Serpaud, B., & Bollinger, J. C. (2003). Arsenite oxidation and arsenate determination by the molybdene blue method. *Talanta*, 61(3), 267–276. [https://doi.org/10.1016/S0039-9140\(03\)00274-1](https://doi.org/10.1016/S0039-9140(03)00274-1)
- Lian, J., Zhou, F., Chen, B., Yang, M., Wang, S., Liu, Z., & Niu, S. (2020). Enhanced adsorption of molybdenum(VI) onto drinking water treatment residues modified by thermal treatment and acid activation. *Journal of Cleaner Production*, 244, 118719. <https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2019.118719>
- Na Nagara, V., Sarkar, D., Elzinga, E. J., & Datta, R. (2022). Removal of heavy metals from stormwater runoff using granulated drinking water treatment residuals. *Environmental Technology & Innovation*, 28, 102636. <https://doi.org/10.1016/J.ETI.2022.102636>
- Natasha, Bibi, I., Hussain, K., Amen, R., Hasan, I. M. U., Shahid, M., Bashir, S., Niazi, N. K., Mehmood, T., Asghar, H. N., Nawaz, M. F., Hussain, M. M., & Ali, W. (2021). The potential of microbes and sulfate in reducing arsenic phytoaccumulation by maize (*Zea mays* L.) plants. *Environmental Geochemistry and Health*, 43(12), 5037–5051. <https://doi.org/10.1007/S10653-021-00902-5/TABLES/3>
- Nguyen, K. M., Nguyen, B. Q., Nguyen, H. T., & Nguyen, H. T. H. (2019). Adsorption of Arsenic and Heavy Metals from Solutions by Unmodified Iron-Ore Sludge. *Applied Sciences* 2019, Vol. 9, Page 619, 9(4), 619. <https://doi.org/10.3390/APP9040619>
- Nguyen, M. D., Thomas, M., Surapaneni, A., Moon, E. M., & Milne, N. A. (2022). Beneficial reuse of water treatment sludge in the context of circular economy. *Environmental Technology & Innovation*, 28, 102651. <https://doi.org/10.1016/J.ETI.2022.102651>
- Ociński, D., Jacukowicz-Sobala, I., & Kociołek-Balawejder, E. (2016). Alginate beads containing water treatment residuals for arsenic removal from water—formation and adsorption studies. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(24), 24527–24539. <https://doi.org/10.1007/S11356-016-6768-0/TABLES/4>

- Ociński, D., Jacukowicz-Sobala, I., Mazur, P., Raczyk, J., & Kociołek-Balawejder, E. (2016). Water treatment residuals containing iron and manganese oxides for arsenic removal from water – Characterization of physicochemical properties and adsorption studies. *Chemical Engineering Journal*, 294, 210–221. <https://doi.org/10.1016/J.CEJ.2016.02.111>
- Pezeshki, H., Hashemi, M., Heliyon, S. R., & 2023, undefined. (2023). Removal of arsenic as a potentially toxic element from drinking water by filtration: A mini review of nanofiltration and reverse osmosis techniques. *Cell.ComH Pezeshki, M Hashemi, S RajabiHeliyon*, 2023•cell.Com, 9, e14246. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e14246>
- Pigatto, R. S., Somavilla, E. A., Carissimi, É., Roth, D. A. M., Jahn, S. L., & Dotto, G. L. (2021). Thermally treated sludge obtained from a coagulation–flocculation water treatment process as a low-cost and eco-friendly adsorbent for water defluorination. *Brazilian Journal of Chemical Engineering*, 38(3), 451–460. <https://doi.org/10.1007/S43153-021-00117-2/METRICS>
- Programa De Las Naciones Unidas Para El Desarrollo. (2022). *Objetivos de Desarrollo Sostenible*. <https://www.undp.org/es/sustainable-development-goals>
- Ren, B., Zhao, Y., Ji, B., Wei, T., & Shen, C. (2020). Granulation of Drinking Water Treatment Residues: Recent Advances and Prospects. *Water*, 12(5), 1400. <https://doi.org/10.3390/w12051400>
- Ricaldi Porras, J. L. (2021). *Influencia de los lodos residuales del proceso de regulación de la producción de la planta de tratamiento de agua potable de Lima “La Atarjea” en el mejoramiento de* [Universidad Continental]. <https://repositorio.continental.edu.pe/handle/20.500.12394/11357>
- Richter, F., Kloster, S., Wodschow, K., Hansen, B., Schullehner, J., Kristiansen, S. M., Petersen, M. M., Strandberg-Larsen, K., & Ersbøll, A. K. (2022). Maternal exposure to arsenic in drinking water and risk of congenital heart disease in the offspring. *Environment International*, 160, 107051. <https://doi.org/10.1016/J.ENVINT.2021.107051>
- Romero Lanasque, J. C., & Gamarra Román, L. G. (2019). Evaluación de la recuperación de aluminio en medio ácido de los lodos generados en una planta de tratamiento de

agua potable. In *renati.sunedu.gob.pe*.
<https://renati.sunedu.gob.pe/handle/sunedu/2403247>

Saffari, M., & Moosavirad, S. M. (2024). Mitigation of arsenic and zinc toxicity in municipal sewage sludge through co-pyrolysis with zero-valent iron: A promising approach for toxicity reduction of sewage sludge. *Main Group Metal Chemistry*, 47(1).
https://doi.org/10.1515/MGMC-2023-0018/ASSET/GRAPHIC/J_MGMC-2023-0018_FIG_009.JPG

Sampieri, H., Fernández Collado, R., & Baptista Lucio, C. (2018). *Metodología de la investigación*. https://www.academia.edu/download/38911499/luis_investigacion.pdf

Sarkar, D., Nagara, V., R Datta - US Patent App. 16/840, 165, & 2020, undefined. (2020). Method for generating a granular, green sorbent media for filtration of contaminated water by processing aluminum-based drinking water treatment residuals. *Google Patents*. <https://patents.google.com/patent/US20200316556A1/en>

SEDAPAR S.A. (2020). *Plan Maestro Optimizado PMO 2020-2049 - Informes y publicaciones - Servicio de Agua Potable y Alcantarillado de Arequipa - Plataforma del Estado Peruano*. <https://www.gob.pe/institucion/sedapar/informes-publicaciones/4840120-plan-maestro-optimizado-pmo-2020-2049>

Shah, A., Arjunan, A., Thumma, A., Zakharova, J., Bolarinwa, T., Devi, S., & Batool, M. (2024). Adsorptive removal of arsenic from drinking water using KOH-modified sewage sludge-derived biochar. *Cleaner Water*, 2, 100022.
<https://doi.org/10.1016/J.CLWAT.2024.100022>

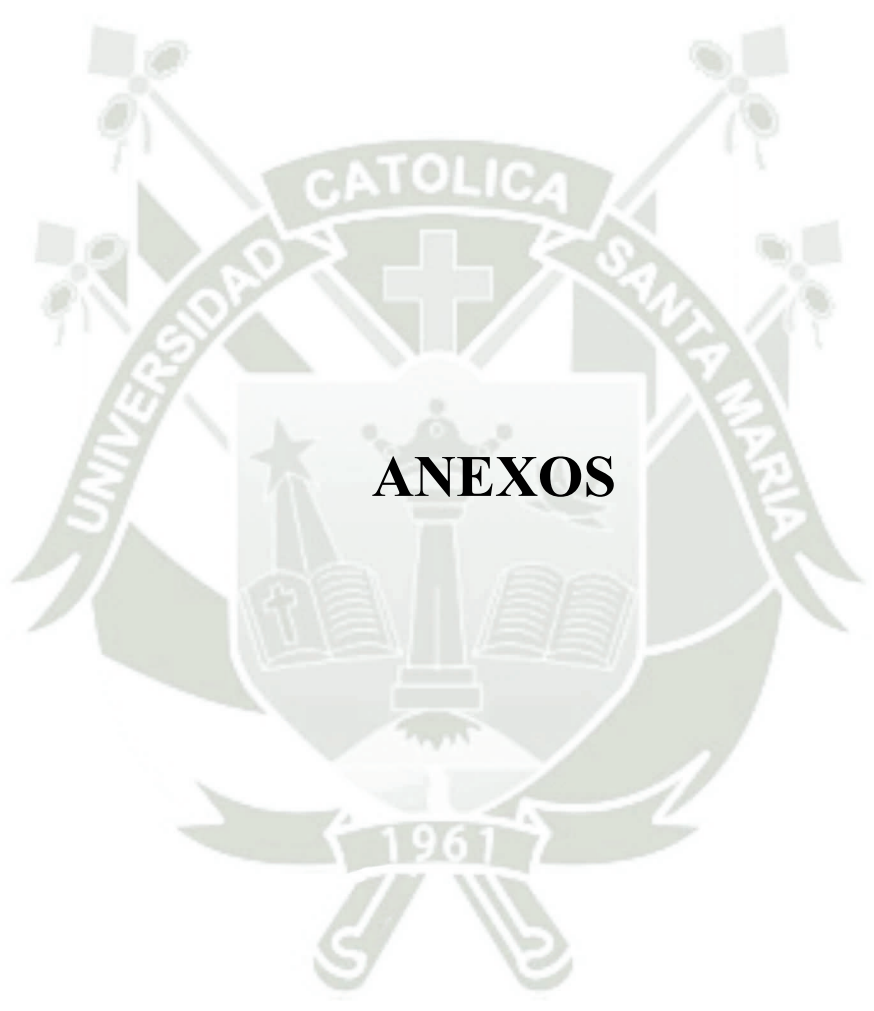
Sharma, S., & Ahammed, M. (2023). Application of modified water treatment residuals in water and wastewater treatment: A review. *Heliyon*, 9, e15796.
<https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e15796>

Shen, C., Zhao, Y., Li, W., Yang, Y., Liu, R., & Morgen, D. (2019). Global profile of heavy metals and semimetals adsorption using drinking water treatment residual. *Chemical Engineering Journal*, 372, 1019–1027. <https://doi.org/10.1016/J.CEJ.2019.04.219>

Tantawy, M. A. (2015). Characterization and pozzolanic properties of calcined alum sludge. *Materials Research Bulletin*, 61, 415–421.
<https://doi.org/10.1016/J.MATERRESBULL.2014.10.042>

- Thommes, M., Kaneko, K., Neimark, A. V., Olivier, J. P., Rodriguez-Reinoso, F., Rouquerol, J., & Sing, K. S. W. (2015). Physisorption of gases, with special reference to the evaluation of surface area and pore size distribution (IUPAC Technical Report). *Pure and Applied Chemistry*, 87(9–10), 1051–1069. <https://doi.org/10.1515/PAC-2014-1117/MACHINEREADABLECITATION/RIS>
- Villarroel-Rocha, D., García-Carvajal, C., Amaya-Roncancio, S., Villarroel-Rocha, J., Torres-Ceron, D. A., Restrepo-Parra, E., & Sapag, K. (2024). MIL-101(Fe)@ceramic-monolith for arsenic removal in aqueous solutions. *Scientific Reports* 2024 14:1, 14(1), 1–19. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-80400-7>
- Wang, J., Liu, J., Peng, X., He, M., Hu, X., Zhao, J., Zhu, F., Yang, X., & Kong, L. (2022). Reductive removal of As(V) and As(III) from aqueous solution by the UV/sulfite process: Recovery of elemental arsenic. *Water Research*, 223, 118981. <https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2022.118981>
- Wiewiórska, I., & Rybicki, S. M. (2022). Analysis of a coagulation sludge contamination with metals using X-ray crystallography. *Desalination and Water Treatment*, 254, 151–159. <https://doi.org/10.5004/DWT.2022.28372>
- Yang, J., Ren, Y., Chen, S., Zhang, Z., Pang, H., Wang, X., & Lu, J. (2023a). Thermally activated drinking water treatment sludge as a supplementary cementitious material: Properties, pozzolanic activity and hydration characteristics. *Construction and Building Materials*, 365, 130027. <https://doi.org/10.1016/J.CONBUILDMAT.2022.130027>
- Yang, J., Ren, Y., Chen, S., Zhang, Z., Pang, H., Wang, X., & Lu, J. (2023b). Thermally activated drinking water treatment sludge as a supplementary cementitious material: Properties, pozzolanic activity and hydration characteristics. *Construction and Building Materials*, 365, 130027. <https://doi.org/10.1016/J.CONBUILDMAT.2022.130027>
- Yang, Y., Zhao, Y. Q., Babatunde, A. O., Wang, L., Ren, Y. X., & Han, Y. (2006). Characteristics and mechanisms of phosphate adsorption on dewatered alum sludge. *Separation and Purification Technology*, 51(2), 193–200. <https://doi.org/10.1016/J.SEPPUR.2006.01.013>

- Yeo, K. F. H., Li, C., Zhang, H., Chen, J., Wang, W., & Dong, Y. (2021). Arsenic Removal from Contaminated Water Using Natural Adsorbents: A Review. *Coatings*, 11(11). <https://doi.org/10.3390/COATINGS11111407>
- Zeng, H., Liu, C., Wang, F., Zhang, J., Chemical, D. L.-J. of E., & 2022, undefined. (2022). Disposal of iron-manganese sludge from waterworks and its potential for Arsenic removal. *Elsevier*. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2213343722013537>
- Zeng, H., Liu, C., Wang, F., Zhang, J., & Li, D. (2022). Disposal of iron-manganese sludge from waterworks and its potential for Arsenic removal. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 10(5), 108480. <https://doi.org/10.1016/J.JECE.2022.108480>
- Zeng, H., Wang, F., Xu, K., Zhang, J., & Li, D. (2020). Optimization and regeneration of chitosan-alginate hybrid adsorbent embedding iron-manganese sludge for arsenic removal. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 607, 125500. <https://doi.org/10.1016/J.COLSURFA.2020.125500>
- Zeng, H., Yu, Y., Wang, F., Zhang, J., & Li, D. (2020). Arsenic(V) removal by granular adsorbents made from water treatment residuals materials and chitosan. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 585, 124036. <https://doi.org/10.1016/J.COLSURFA.2019.124036>
- Zeng, H., Zhai, L., Qiao, T., Yu, Y., Zhang, J., & Li, D. (2020). Efficient removal of As(V) from aqueous media by magnetic nanoparticles prepared with Iron-containing water treatment residuals. *Scientific Reports* 2020 10:1, 10(1), 1–12. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-65840-1>
- Zhang, X., Fan, H., Yuan, J., Tian, J., Wang, Y., Lu, C., Han, H., & Sun, W. (2022). The application and mechanism of iron sulfides in arsenic removal from water and wastewater: A critical review. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 10(6), 108856. <https://doi.org/10.1016/J.JECE.2022.108856>



ANEXOS

ANEXO 1. Caracterización microbiológica y metales totales del lodo crudo



LABORATORIO DE ENSAYO ACREDITADO POR
EL ORGANISMO DE ACREDITACIÓN
INACAL - DA CON REGISTRO N° LE - 002



INFORME DE ENSAYO MA2330786 Rev. 0

IDENTIFICACIÓN DE MUESTRA					UCSM
PROFUNDIDAD (m)					
FECHA DE MUESTREO					06/09/2023
HORA DE MUESTREO					11:30:00
MATRIZ					LODOS
PRODUCTO DESCRITO COMO					LODOS
Parámetro	Referencia	Unidad	LD	LC	Resultado
Análisis Generales					
Carbono Orgánico Total (2)	ES_NOM21_AS07_MO_T OC	%	0.1	0.2	<0.2
Análisis Microbiológicos					
Numeración Coliformes totales (2)	ES_APHA9221B_CX	NMP/1g ST	--	--	11.5 *
Numeración Coliformes fecales (2)	ES_APHA9221E_AQ	NMP/g	--	--	79.0 *
Numeración de Escherichia coli (2)	ES_APHA9221F_CX	NMP/1g ST	--	--	<0.42
Ascaris Lumbricoides (2)	ES_NOM004_HH_CX	Huevos/2g ST	--	--	0 *
Cestodos (2)	ES_NOM004_HH_CX	Huevos/2g ST	--	--	0 *
Huevos de Helminto (2)	ES_NOM004_HH_CX	Huevos/2g ST	--	--	0 *
Metales Totales					
Aluminio Total (2)	ES_EPA3051_6020	mg/kg	2.701	8.602	19,353.988
Antimonio Total (2)	ES_EPA3051_6020	mg/kg	0.041	0.131	<0.131
Arsénico Total (2)	ES_EPA3051_6020	mg/kg	0.897	2.867	24.519
Bario Total (2)	ES_EPA3051_6020	mg/kg	0.138	0.440	112.583
Berilio Total (2)	ES_EPA3051_6020	mg/kg	0.054	0.173	0.388
Bismuto Total (2)	ES_EPA3051_6020	mg/kg	0.032	0.103	<0.103
Boro Total (2)	ES_EPA3051_6020	mg/kg	5.399	17.195	<17.195
Cadmio Total (2)	ES_EPA3051_6020	mg/kg	0.045	0.144	<0.144
Calcio Total (2)	ES_EPA3051_6020	mg/kg	65.382	208.223	3,383.850
Circonio Total (2)	ES_EPA3051_6020	mg/kg	0.046	0.147	11.124
Cobalto Total (2)	ES_EPA3051_6020	mg/kg	0.040	0.128	5.868
Cobre Total (2)	ES_EPA3051_6020	mg/kg	0.357	1.136	9.515
Cromo Total (2)	ES_EPA3051_6020	mg/kg	0.314	1.001	12.133
Escandio Total (2)	ES_EPA3051_6020	mg/kg	0.099	0.317	1.495
Estaño Total (2)	ES_EPA3051_6020	mg/kg	0.295	0.940	<0.940
Estroncio Total (2)	ES_EPA3051_6020	mg/kg	0.258	0.822	46.960
Fosforo Total (2)	ES_EPA3051_6020	mg/kg	4.759	15.157	566.175
Hierro Total (2)	ES_EPA3051_6020	mg/kg	9.201	29.302	14,142.764
Lantano Total (2)	ES_EPA3051_6020	mg/kg	0.032	0.103	9.454
Litio Total (2)	ES_EPA3051_6020	mg/kg	1.0	3.0	10.1
Magnesio Total (2)	ES_EPA3051_6020	mg/kg	5.509	17.545	1,867.256
Manganeso Total (2)	ES_EPA3051_6020	mg/kg	0.202	0.643	450.549



LABORATORIO DE ENSAYO ACREDITADO POR
EL ORGANISMO DE ACREDITACIÓN
INACAL - DA CON REGISTRO N° LE - 002

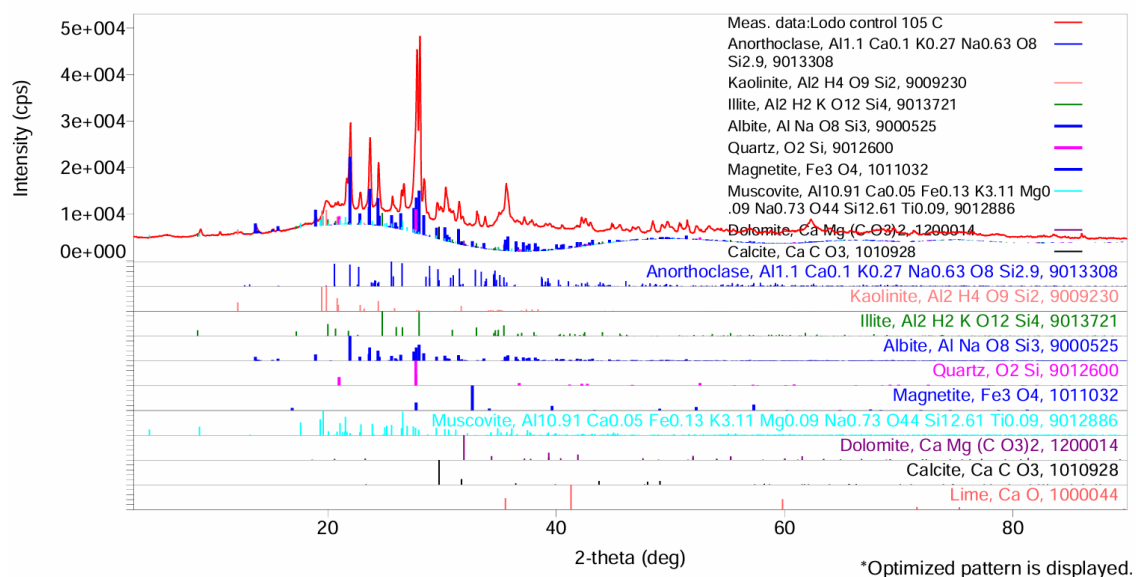


**INFORME DE ENSAYO
MA2330786 Rev. 0**

IDENTIFICACIÓN DE MUESTRA					UCSM
PROFUNDIDAD (m)					
FECHA DE MUESTREO					06/09/2023
HORA DE MUESTREO					11:30:00
MATRIZ					LODOS
PRODUCTO DESCRITO COMO					LODOS
Parámetro	Referencia	Unidad	LD	LC	Resultado
Metales Totales					
Mercurio Total (2)	ES_EPA3051_6020	mg/kg	0.082	0.262	<0.262
Molibdeno Total (2)	ES_EPA3051_6020	mg/kg	0.057	0.182	0.987
Niquel Total (2)	ES_EPA3051_6020	mg/kg	0.156	0.498	10.309
Plata Total (2)	ES_EPA3051_6020	mg/kg	0.084	0.268	<0.268
Plomo Total (2)	ES_EPA3051_6020	mg/kg	0.109	0.346	6.763
Potasio Total (2)	ES_EPA3051_6020	mg/kg	13.500	42.993	1,112.803
Selenio Total (2)	ES_EPA3051_6020	mg/kg	1.132	3.605	<3.605
Sodio Total (2)	ES_EPA3051_6020	mg/kg	7.579	24.136	738.085
Talio Total (2)	ES_EPA3051_6020	mg/kg	0.029	0.093	0.118
Thorio Total (2)	ES_EPA3051_6020	mg/kg	0.035	0.112	0.619
Titanio Total (2)	ES_EPA3051_6020	mg/kg	0.079	0.251	823.204
Uranio Total (2)	ES_EPA3051_6020	mg/kg	0.032	0.102	0.593
Vanadio Total (2)	ES_EPA3051_6020	mg/kg	1.488	4.737	43.512
Wolframio Total (2)	ES_EPA3051_6020	mg/kg	0.072	0.231	<0.231
Ytrio Total (2)	ES_EPA3051_6020	mg/kg	0.030	0.096	4.038
Zinc Total (2)	ES_EPA3051_6020	mg/kg	0.607	1.934	39.270



ANEXO 2. Análisis mineralógico del lodo crudo



ANEXO 3. Análisis de adsorción y desorción de N₂ según el modelo BET de muestras de lodo modificados térmicamente.

A. Lodo seco a 105 °C

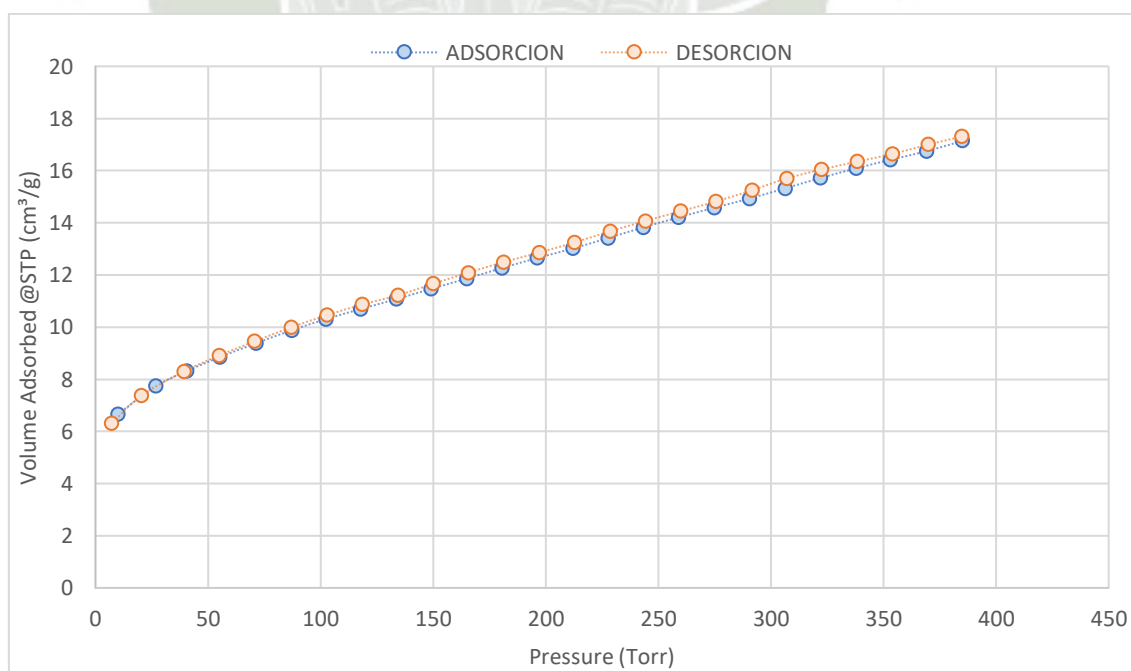


Gráfico BET de isotermas de adsorción y desorción de N₂ obtenidas para el lodo tratado térmicamente a 105 °C.

B. Lodo modificado térmicamente a 200 °C

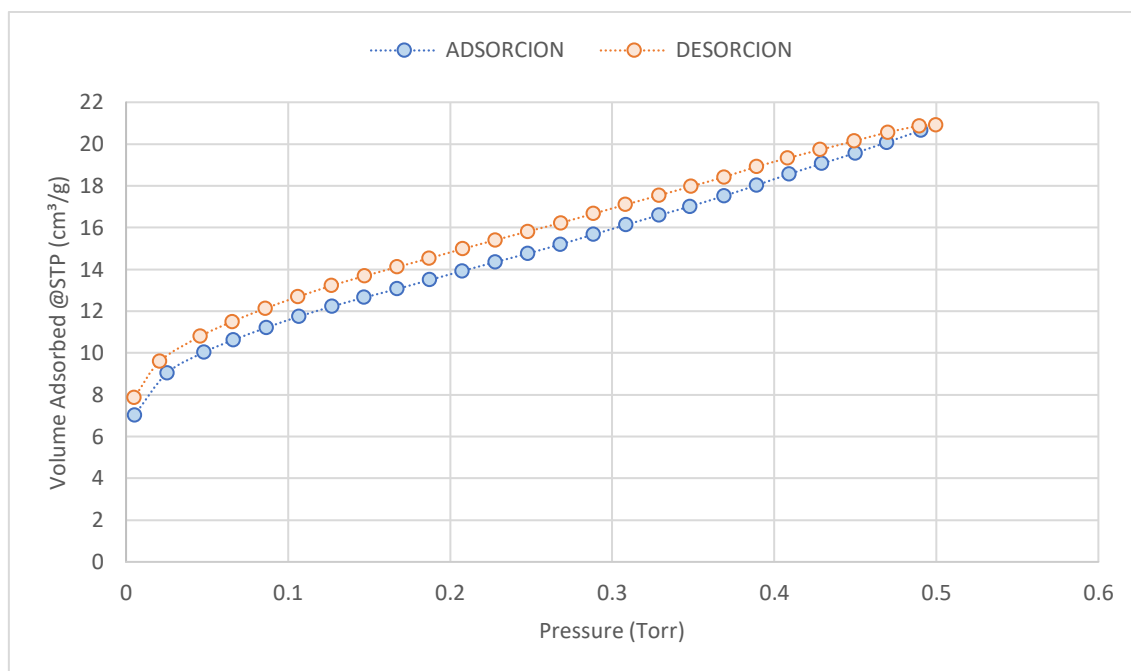


Gráfico BET de isothermas de adsorción y desorción de N₂ obtenidas para el lodo tratado térmicamente a 200 °C.

C. Lodo modificado térmicamente a 300 °C

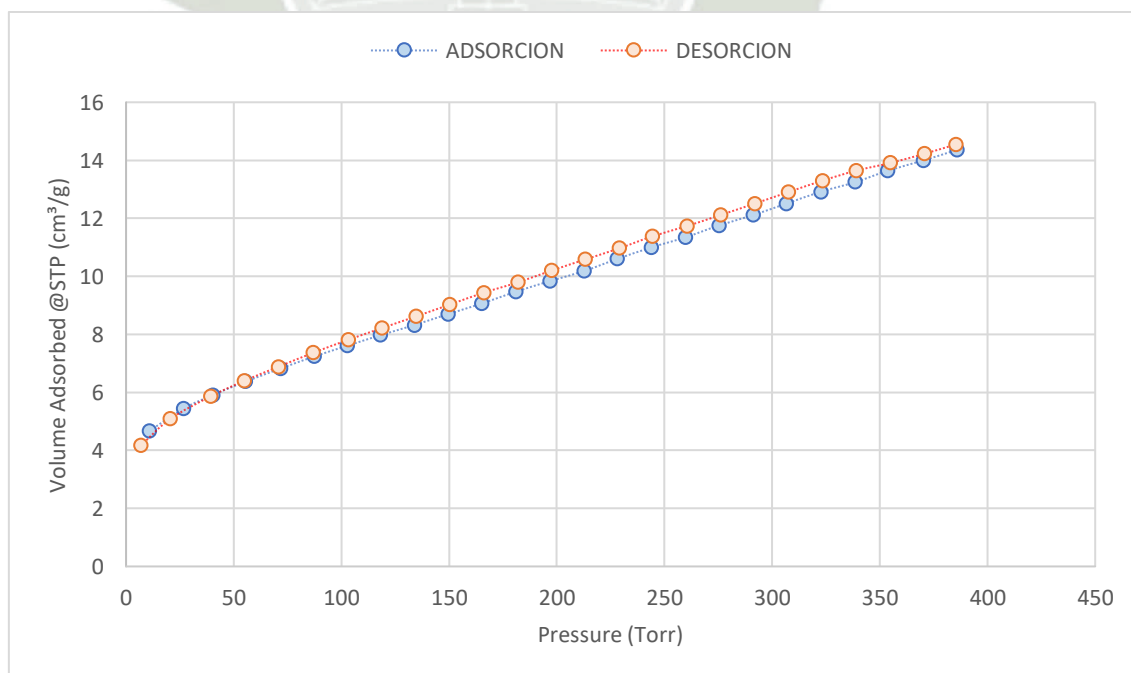


Gráfico BET de isothermas de adsorción y desorción de N₂ obtenidas para el lodo tratado térmicamente a 300 °C.

D. Lodo modificado térmicamente a 400 °C

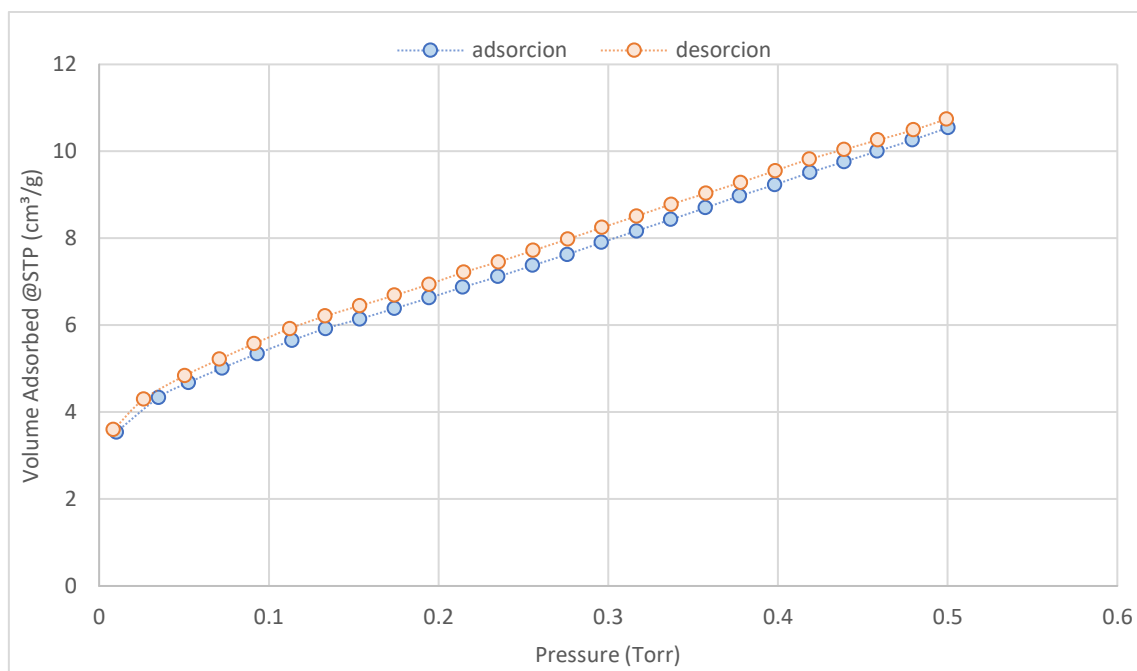


Gráfico BET de isothermas de adsorción y desorción de N₂ obtenidas para el lodo tratado térmicamente a 400 °C.

E. Lodo modificado térmicamente a 500 °C

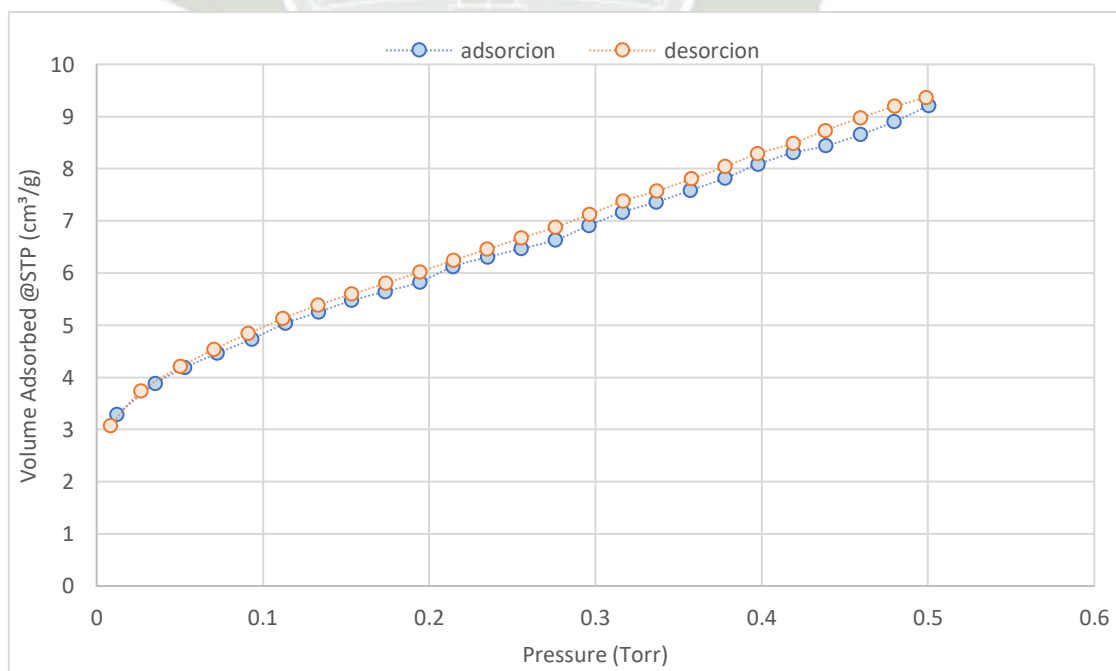
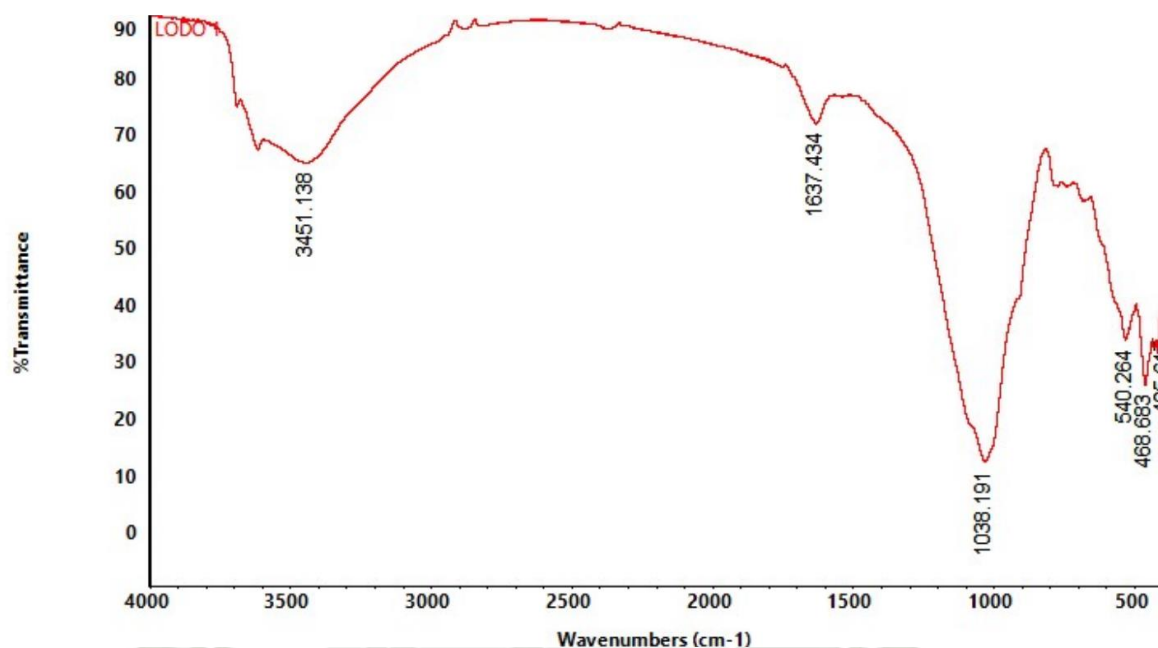


Gráfico BET de isothermas de adsorción y desorción de N₂ obtenidas para el lodo tratado térmicamente a 500 °C.

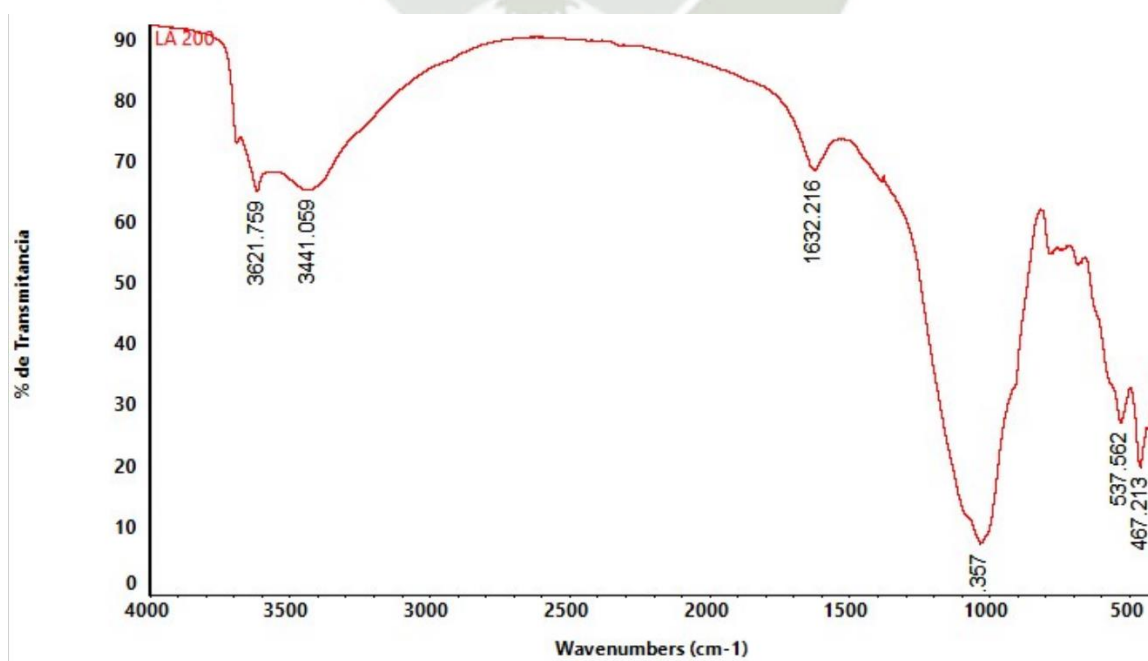
ANEXO 4. Análisis de FTIR para las muestras de lodo seco y activado a diferentes temperaturas.

A. Lodo Seco



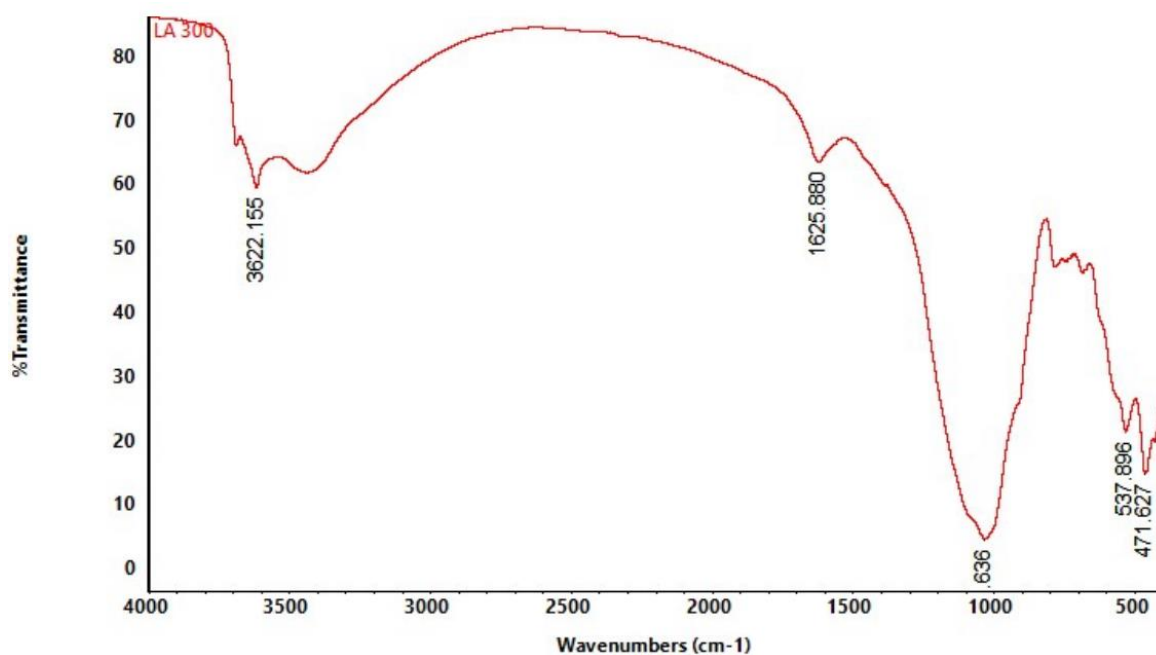
Espectro obtenido mediante FTIR de la muestra de lodo seco.

B. Lodo Activado a 200°C



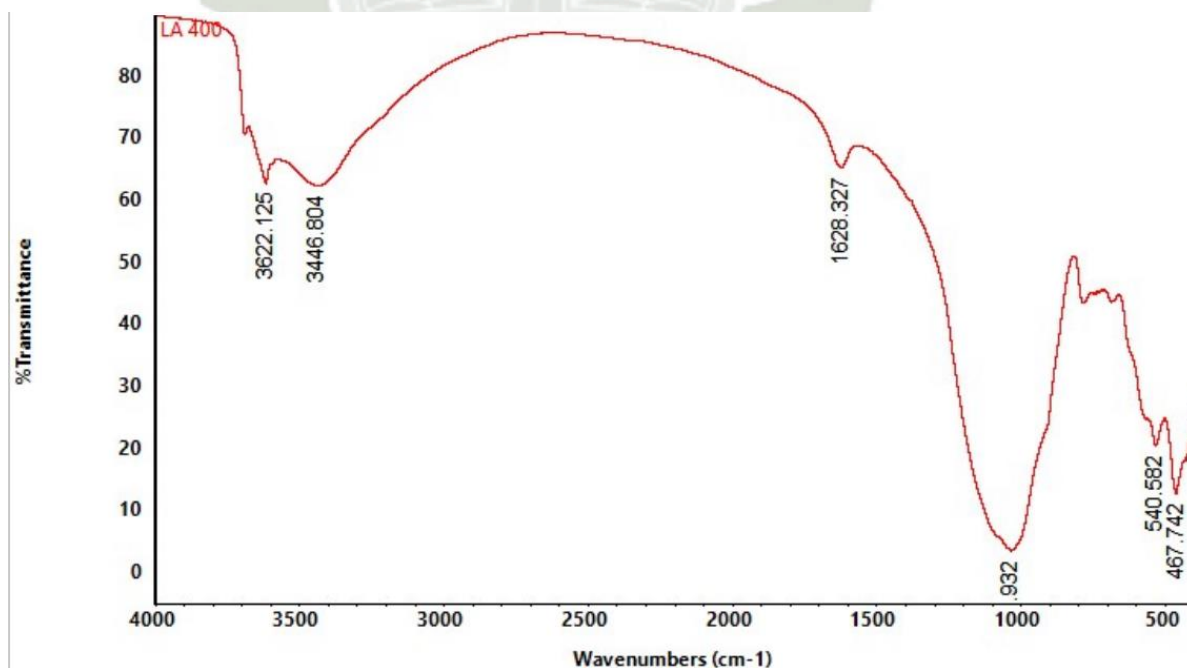
Espectro obtenido mediante FTIR de la muestra de lodo activado de 200 °C.

C. Lodo Activado a 300°C



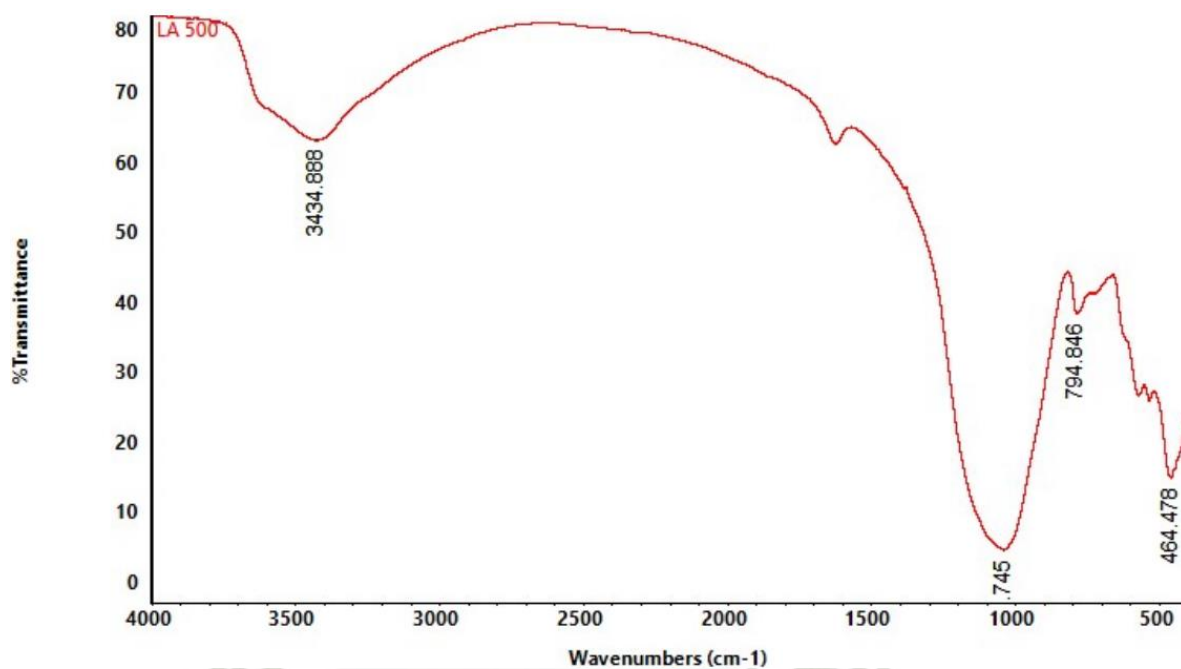
Espectro obtenido mediante FTIR de la muestra de lodo activado de 300 °C.

D. Lodo Activado a 400°C



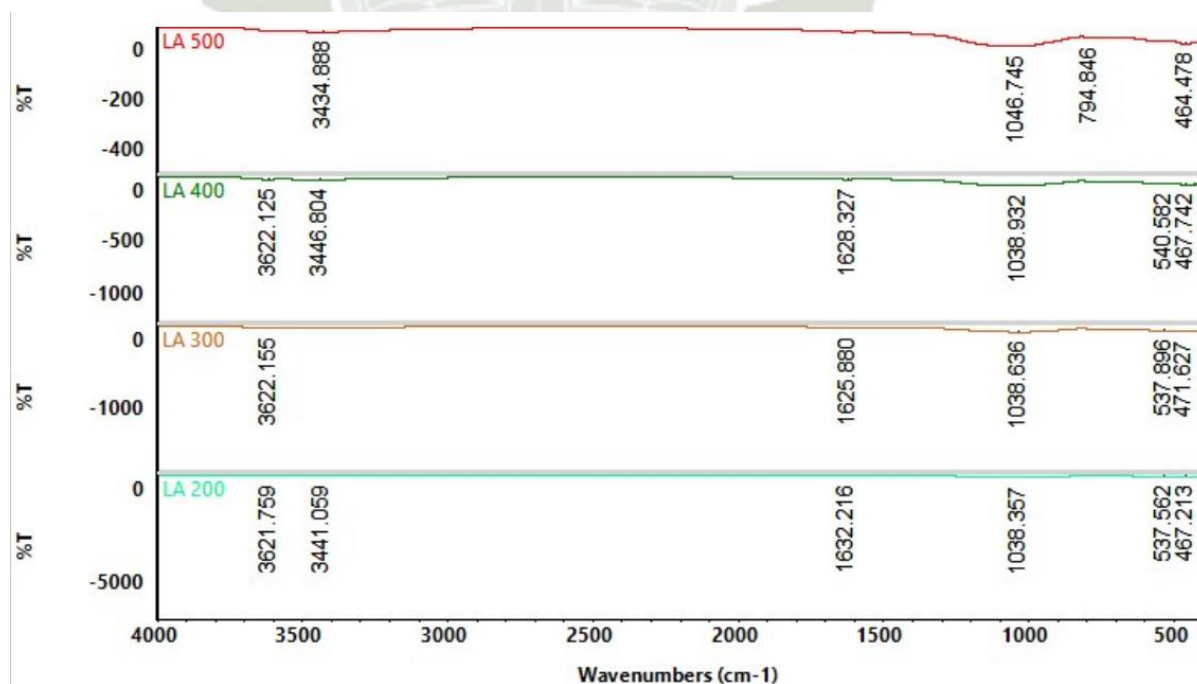
Espectro obtenido mediante FTIR de la muestra de lodo activado de 400 °C.

E. Lodo Activado a 500°C



Espectro obtenido mediante FTIR de la muestra de lodo activado de 500 °C.

F. Lodo activado a 200°C, 300°C, 400°C y 500°C



Comparación de espectros del análisis FTIR de las muestras de lodo activado a diferentes temperaturas (200°C, 300°C, 400°C y 500°C)

ANEXO 4. Galería fotográfica del desarrollo de tesis.

IMAGEN 1



DESCRIPCIÓN

Recolección de muestras de lodo en la unidad
floculadora de la PTAP “La Tomilla”.

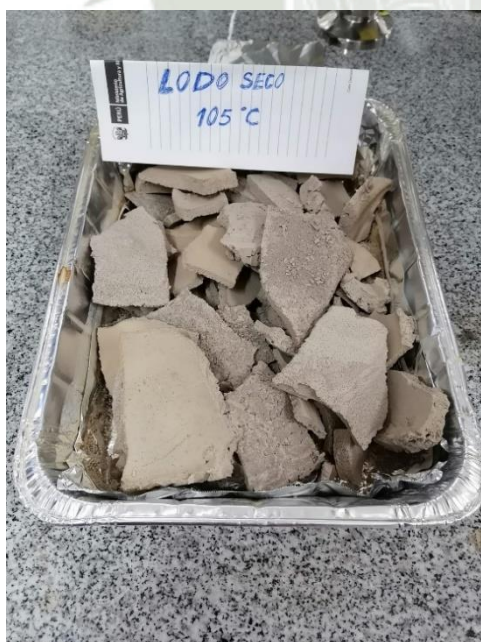
IMAGEN 2



DESCRIPCIÓN

Secado de la muestra de lodo proveniente de
la PTAP “La Tomilla” en estufa.

IMAGEN 3



DESCRIPCIÓN

Lodo pretratado secado a 105 °C

IMAGEN 4



DESCRIPCIÓN

Medición de pH de la muestra de lodo
pretratado (LP105)

IMAGEN 5



DESCRIPCIÓN

Muestras de lodo modificado térmicamente a diferentes temperaturas (105, 200, 300, 400 y 500 °C).

IMAGEN 6



DESCRIPCIÓN

Análisis del área superficial de las muestras de lodo en equipo de Fisisorción.

IMAGEN 3



DESCRIPCIÓN

Caracterización cualitativa de los grupos funcionales presentes en las muestras de lodo.

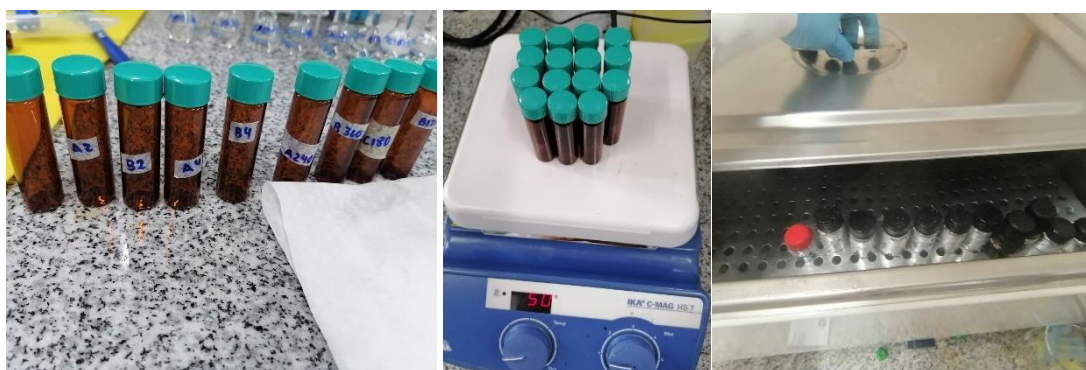
IMAGEN 4



DESCRIPCIÓN

Ensayos de adsorción de arsénico utilizando muestras de lodo en sistema Bach

IMAGEN 5



DESCRIPCIÓN

Aplicación del método espectrofotométrico Azul de Molibdeno (Calentamiento de muestras)

IMAGEN 6



DESCRIPCIÓN

Obtención de muestras para la lectura de absorbancia

IMAGEN 7



DESCRIPCIÓN

Medición de absorbancia en espectrofotómetro de UV visible