

UNIVERSIDAD NACIONAL DE CAJAMARCA

ESCUELA DE POSGRADO



UNIDAD DE POSGRADO DE LA FACULTAD DE CIENCIAS AGRARIAS

PROGRAMA DE DOCTORADO EN CIENCIAS

TESIS:

**INFLUENCIA DEL TIEMPO DE EXPOSICIÓN Y LA DOSIFICACIÓN DE
ZEOLITA EN LA REMOCIÓN DE HIERRO, COBRE Y ZINC DE DRENAJE
ÁCIDO DE MINA, HUALGAYOC 2023**

Para optar el Grado Académico de

DOCTOR EN CIENCIAS

MENCIÓN: GESTION AMBIENTAL Y RECURSOS NATURALES

Presentada por:

M.Cs. GLADYS SANDI LICAPA REDOLFO

Asesora:

Dra. CONSUELO PLASENCIA ALVARADO

Cajamarca, Perú

2025

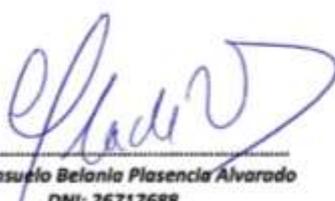
CONSTANCIA DE INFORME DE ORIGINALIDAD

1. Investigador:
Gladys Sandi Licapa Redolfo
DNI: 41379556
Escuela Profesional/Unidad de Posgrado de la Facultad de Ciencias Agrarias, Programa de Doctorado en Ciencias. Mención: Gestión Ambiental y Recursos Naturales
2. Asesor: Dra. Consuelo Belania Plasencia Alvarado
3. Grado académico o título profesional
 Bachiller Título profesional Segunda especialidad
 Maestro Doctor
4. Tipo de Investigación:
 Tesis Trabajo de investigación Trabajo de suficiencia profesional
 Trabajo académico
5. Título de Trabajo de Investigación:

"INFLUENCIA DEL TIEMPO DE EXPOSICIÓN Y LA DOSIFICACIÓN DE ZEOLITA EN LA REMOCIÓN DE HIERRO, COBRE Y ZINC DE DRENAJE ÁCIDO DE MINA, HUALGAYOC 2023"
6. Fecha de evaluación: **25/07/2025**
7. Software antiplagio: TURNITIN URKUND (OURIGINAL) (*)
8. Porcentaje de Informe de Similitud: **9%**
9. Código Documento: **3117:476405548**
10. Resultado de la Evaluación de Similitud:
X APROBADO PARA LEVANTAMIENTO DE OBSERVACIONES O DESAPROBADO

Fecha Emisión: **19/08/2025**

*Firma y/o Sello
Emisor Constancia*



Dra. Consuelo Belania Plasencia Alvarado
DNI: 26717688

* En caso se realizó la evaluación hasta setiembre de 2023

COPYRIGHT © 2025 by
GLADYS SANDI LICAPA REDOLFO
Todos los derechos reservados



Universidad Nacional de Cajamarca
LICENCIADA CON RESOLUCIÓN DE CONSEJO DIRECTIVO N° 080-2018-SUNEDU/CD
Escuela de Posgrado
CAJAMARCA - PERU



PROGRAMA DE DOCTORADO EN CIENCIAS

ACTA DE SUSTENTACIÓN DE TESIS

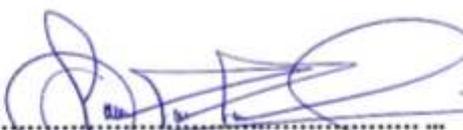
MENCIÓN: GESTIÓN AMBIENTAL Y RECURSOS NATURALES

Siendo las 16:30 horas, del día 25 de junio del año dos mil veinticinco, reunidos en el Auditorio de la Escuela de Posgrado de la Universidad Nacional de Cajamarca, el Jurado Evaluador presidido por el **Dr. JUAN EDMUNDO CHÁVEZ RABANAL**, **Dr. AUGUSTO HUGO MOSQUEIRA ESTRAYER**, **Dr. JIMY FRANK OBLITAS CRUZ** y en calidad de Asesora, la **Dra. CONSUELO BELANIA PLASENCIA ALVARADO**, actuando de conformidad con el Reglamento Interno de la Escuela de Posgrado y el Reglamento del Programa de Doctorado de la Escuela de Posgrado de la Universidad Nacional de Cajamarca, se inició la SUSTENTACIÓN de la tesis titulada: **"INFLUENCIA DEL TIEMPO DE EXPOSICIÓN Y LA DOSIFICACIÓN DE ZEOLITA EN LA REMOCIÓN DE HIERRO, COBRE Y ZINC DE DRENAJE ÁCIDO DE MINA, HUALGAYOC 2023"**., presentada por la **Maestro en Ciencias Sección: Gestión Ambiental y Recursos Naturales, Mención: Gestión Ambiental GLADYS SANDI LICAPA REDOLFO**.

Realizada la exposición de la Tesis y absueltas las preguntas formuladas por el Jurado Evaluador, y luego de la deliberación, se acordó Aprobar con la calificación de dieciocho (18) la mencionada Tesis; en tal virtud, la **Maestro en Ciencias Sección: Gestión Ambiental y Recursos Naturales Mención: Gestión Ambiental GLADYS SANDI LICAPA REDOLFO**, está apta para recibir en ceremonia especial el Diploma que lo acredita como **DOCTOR EN CIENCIAS, Mención GESTIÓN AMBIENTAL Y RECURSOS NATURALES** de la Unidad de Posgrado de la Facultad de Ciencias Agrarias.

Siendo las 17:55 horas del mismo día, se dio por concluido el acto.


.....
Dra. Consuelo Belania Plasencia Alvarado
Asesor


.....
Dr. Juan Edmundo Chávez Rabanal
Jurado Evaluador


.....
Dr. Augusto Hugo Mosqueira Estrayer
Jurado Evaluador


.....
Dr. Jimmy Frank Oblitas Cruz
Jurado Evaluador

DEDICATORIA

A:

Dios, por ser mi guía constante, fortalecer mi espíritu en los momentos más desafiantes y bendecirme con el don de una familia unida.

Mis hijos Gabriel, Sofía y mi esposo Gary, quienes son mi mayor inspiración y motivo de esfuerzo, con todo mi amor y gratitud infinita.

AGRADECIMIENTO

En primer lugar, quiero expresar mi agradecimiento a la Dra. Consuelo Placencia Alvarado, cuya invaluable guía, conocimientos y constante apoyo fueron esenciales para la realización de esta tesis. Su generosidad al brindarme su tiempo, sus consejos y sus observaciones enriquecieron significativamente este trabajo.

Agradezco también a los docentes del programa de doctorado, Mención Gestión Ambiental, de la Escuela de Postgrado de la Universidad Nacional de Cajamarca, por su compromiso y dedicación al compartir su experiencia profesional y académica, contribuyendo a mi formación integral.

Extiendo mi gratitud a la Facultad de Ingeniería de la Universidad Privada del Norte, que me brindó sus instalaciones y equipos, en especial al equipo del laboratorio de minería y medio ambiente, quienes facilitaron el desarrollo técnico de esta investigación.

Finalmente, agradezco a mis amigos y compañeros de promoción por su compañía y apoyo en cada etapa de este proceso, compartiendo tanto los desafíos como los momentos gratificantes que enriquecieron esta experiencia académica.

“El propósito de la investigación es transformar datos en información, e información en conocimiento”

Peter Drucker

ÍNDICE

	Pág.
<i>DEDICATORIA</i>	<i>v</i>
<i>AGRADECIMIENTO</i>	<i>vi</i>
<i>LISTA DE TABLAS</i>	<i>xi</i>
<i>CAPÍTULO I. INTRODUCCIÓN</i>	<i>1</i>
<i>CAPÍTULO II. MARCO TEÓRICO</i>	<i>6</i>
2.1. Antecedentes teóricos de la investigación	6
2.2. Bases Teóricas	14
2.2.6. Caracterización Química.....	19
2.2.7. Caracterización cristaloquímica de la clinoptilolita.....	20
2.2.8. Clasificación	22
2.2.9. Propiedades	24
2.2.10. Aplicación de zeolitas	27
2.3. Definición de términos básicos.....	28
2.3.1. Zeolita	28
2.3.2. Drenaje Ácido de Mina (DAM).....	28
2.3.3. pH.....	28
2.3.4. Alcalinidad.....	29
2.3.5. Metales.....	29
<i>CAPÍTULO III. MATERIALES Y MÉTODOS</i>	<i>30</i>
3.1. Ubicación Geográfica del Ámbito de Estudio	30
3.2. Descripción del Diseño de la Investigación.....	32
3.3. Población, Muestra y Unidad de Análisis.....	37

3.4. Materiales y métodos	37
3.4.1. Materiales.....	37
3.4.2. Métodos Utilizados	39
3.4.3. Técnicas:	42
3.4.3. Técnicas para el procesamiento y análisis de los datos	43
<i>CAPÍTULO IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN</i>	44
4.1. Caracterización de drenaje ácido de mina sin tratamiento.....	44
4.1.1. Caracterización de drenaje ácido de mina sin Tratamiento	44
4.1.2. Concentración de hierro (mg/L).....	45
4.1.3. Concentración de cobre (mg/L)	46
4.1.3. Concentración de zinc (mg/L)	48
4.2. Análisis, interpretación y discusión de resultados	50
4.2.1. Tiempo de exposición y dosis de zeolita en la remoción de hierro del DAM.....	50
4.2.2. Tiempo de exposición y dosis de zeolita en la remoción de Cu del drenaje ácido de mina	55
4.2.3. Tiempo de exposición y dosis de zeolita en la remoción de Zn del DAM	60
<i>CAPÍTULO V. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES</i>	66
Conclusiones	66
<i>CAPÍTULO VI. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS</i>	67
<i>CAPÍTULO VII. ANEXO</i>	73
Anexo A. Resultados de pH a los diferentes tiempos de exposición y dosificación de zeolita	73
Anexo B. Límites Máximos Permisibles para la descarga de efluentes líquidos de Actividades Minero– Metalúrgicas (D.S. N° 010-2010-MINAM).....	73
Anexo C. Análisis estadístico de hierro con dos factores con el software Minitab 22.....	74

Anexo D. Gráfica de interacción para remoción de hierro con dos factores con el software Minitab 22.	74
Anexo E. Análisis estadístico de cobre con dos factores con el software Minitab 22.....	75
Anexo F. Gráfica de interacción para remoción de cobre con dos factores con el software Minitab 22.	75
Anexo G. Análisis estadístico de zinc con dos factores con el software Minitab 22.	76
Anexo H. Gráfica de interacción para remoción de zinc con dos factores con el software Minitab 22.	76
Apéndice. Galería de Fotografías	77

LISTA DE TABLAS

	Pág.
<i>Tabla 1. Composición química del material zeolítico en función de óxidos</i>	<i>19</i>
<i>Tabla 2. Composición química del material zeolítico en función de elementos.....</i>	<i>19</i>
<i>Tabla 3. Clasificación estructural de las zeolitas.....</i>	<i>23</i>
<i>Tabla 4. Zeolitas naturales con su proporción molar de Si/Al.....</i>	<i>24</i>
<i>Tabla 5. Tipología de zeolitas según el diámetro de poro.....</i>	<i>24</i>
<i>Tabla 6. Puntos de muestreo georreferenciado</i>	<i>30</i>
<i>Tabla 7. Niveles de la variable independiente 1. Tiempo de exposición</i>	<i>33</i>
<i>Tabla 8. Niveles de la variable independiente 2. Dosis de zeolita</i>	<i>33</i>
<i>Tabla 9. Modelo matricial para el experimento factorial de [Fe]</i>	<i>34</i>
<i>Tabla 10. Modelo matricial para el experimento factorial de [Cu].....</i>	<i>35</i>
<i>Tabla 11. Modelo matricial para el experimento factorial de [Zn]</i>	<i>36</i>
<i>Tabla 12. Técnicas utilizadas en la investigación</i>	<i>42</i>
<i>Tabla 13. Concentración inicial de hierro, zinc y cobre en el DAM.....</i>	<i>44</i>
<i>Tabla 14. Resultados de concentración de hierro (mg/L) en los diferentes tratamientos ..</i>	<i>45</i>
<i>Tabla 15. Resultados de concentración de cobre en los diferentes tratamientos.....</i>	<i>46</i>
<i>Tabla 16. Resultados de concentración de Zinc en los diferentes tratamientos.....</i>	<i>48</i>
<i>Tabla 17. Remoción de hierro en los diferentes tratamientos</i>	<i>50</i>
<i>Tabla 18. Remoción de hierro del DAM en función del tiempo de exposición y dosis de zeolita</i>	<i>54</i>
<i>Tabla 19. Resumen del ANOVA para la remoción de hierro.....</i>	<i>54</i>
<i>Tabla 20. Remoción de cobre en los diferentes tratamientos</i>	<i>55</i>
<i>Tabla 21. Remoción de cobre del DAM en función del tiempo de exposición y dosis de zeolita.....</i>	<i>58</i>
<i>Tabla 22. Resumen del ANOVA para la remoción de cobre.....</i>	<i>59</i>
<i>Tabla 23. Remoción de zinc en los diferentes tratamientos.....</i>	<i>60</i>

<i>Tabla 24. Remoción de zinc del DAM en función del tiempo de exposición y dosis de zeolita.....</i>	63
<i>Tabla 25. Resumen del ANOVA para la remoción de zinc</i>	64

LISTA DE FIGURAS

	Pág.
<i>Figura 1. Análisis difractométrico del material zeolítico en su estado natural</i>	18
<i>Figura 2. Estructura típica de la zeolita- clinoptilolita.....</i>	21
<i>Figura 3. Ubicación del pasivo ambiental de Hualgayoc con presencia de DAM.....</i>	30
<i>Figura 4. Ubicación de la zona de muestreo de drenaje ácido de mina</i>	31
<i>Figura 5. Concentración de hierro en el DAM a diferentes tratamientos.....</i>	45
<i>Figura 6. Concentración de cobre en el DAM a diferentes tratamientos.....</i>	47
<i>Figura 7. Concentración de zinc en el DAM a diferentes tratamientos</i>	49
<i>Figura 8. Remoción de hierro del DAM a diferentes tiempos de exposición y dosis de zeolita.....</i>	51
<i>Figura 9. Remoción de cobre del DAM a diferentes tiempos de exposición y dosis de zeolita.</i>	55
<i>Figura 10. Remoción de zinc del DAM a diferentes tiempos de exposición y dosis de zeolita.....</i>	61

LISTA DE ABREVIATURAS Y SIGLAS

ANOVA:	(en inglés) Análisis de varianza
ARM:	Aguas residuales municipales
DAM:	Drenaje ácido de mina
DM:	Drenaje minero
CIC:	Capacidad de intercambio catiónico
Cu:	Cobre
EAA:	Equipo de Absorción Atómica
Et al.:	(abreviatura latina) y otros o y los demás
Fe:	Hierro
LCM:	Límite de cuantificación del método
LDM:	Límite de detección del método
LMP:	Límite máximo permisible
MINAM:	Ministerio del Ambiente
MINEM:	Ministerio de Energía y Minas
PAM:	Pasivos Ambientales Mineros
PBU:	(en inglés) Las unidades de construcción primaria
SBU:	(en inglés) Las unidades de construcción secundaria.
pH:	Potencial de Hidrógeno
XRF:	(en inglés) Espectrómetro de fluorescencia de rayos - X
Zn:	Zinc

RESUMEN

El objetivo de la presente investigación fue determinar la influencia del tiempo de exposición y la dosificación de zeolita en la remoción de hierro, cobre y zinc de drenaje ácido de mina, Hualgayoc 2023. El estudio se ejecutó en tres fases: campo, laboratorio y gabinete. En la fase campo se realizó un muestreo de drenaje ácido de mina del pasivo ambiental ubicado en Hualgayoc con una cantidad de 50 litros, en junio del 2023, trasladando hacia el laboratorio en contenedor de líquidos debidamente conservada con 1% ácido nítrico, en la fase laboratorio se evaluó la eficiencia de la zeolita natural como material adsorbente mediante un diseño experimental bifactorial, considerando variables como tiempo de exposición (30-360 minutos) y tres niveles de dosificación de zeolita (10, 20 y 30 gramos). Los resultados mostraron eficiencias de remoción de hasta 60,22% para hierro; 100 % para cobre y 32,84% para zinc, destacando como tiempos adecuados de exposición entre 240 y 300 minutos dependiendo del metal. En conclusión, la dosificación de 20 gramos de zeolita logró una excelente eficiencia para el cobre y 30 gramos para otros metales en estudio. Estos hallazgos confirman que la zeolita es una alternativa eficiente, económica y sostenible para mitigar los efectos del DAM, igual que los tratamientos convencionales.

Palabras Claves: Drenaje ácido de mina (DAM), zeolita natural, adsorción, remoción de metales, minería sostenible.

ABSTRACT

The objective of this research was to determine the influence of exposure time and zeolite dosage on the removal of iron, copper, and zinc from acid mine drainage in Hualgayoc, 2023. The study was carried out in three phases: fieldwork, laboratory, and office analysis. In the field phase, a 50-liter sample of acid mine drainage was collected from the environmental liability site located in Hualgayoc in June 2023. The sample was transported to the laboratory in a liquid container, properly preserved with 1% nitric acid. In the laboratory phase, the efficiency of natural zeolite as an adsorbent material was evaluated through a bifactorial experimental design, considering variables such as exposure time (30–360 minutes) and three levels of zeolite dosage (10, 20, and 30 grams). The results showed removal efficiencies of up to 60.22% for iron, 100% for copper, and 32.84% for zinc, with optimal exposure times ranging from 240 to 300 minutes depending on the metal. In conclusion, a dosage of 20 grams of zeolite achieved excellent efficiency for copper, while 30 grams were more effective for the other metals studied. These findings confirm that zeolite is an efficient, cost-effective, and sustainable alternative for mitigating the effects of acid mine drainage, comparable to conventional treatments.

Keywords: Acid mine drainage (AMD), natural zeolite, adsorption, metal removal, sustainable mining.

CAPÍTULO I

INTRODUCCIÓN

Los drenajes ácidos de mina se forman como resultado de varias reacciones geoquímicas cuando los minerales de sulfuro se exponen al agua y al oxígeno. Los estudios han demostrado que el drenaje ácido de minas puede dañar los hábitats acuáticos y fluviales por los efectos tóxicos de las concentraciones elevadas de ácidos, sulfatos (<20g/L) y metales pesados (<5 g/L) en los organismos acuáticos (Burman et al., 2020, p. 1148).

Las actividades mineras producen diversos tipos de soluciones acuosos ácidos, algunos de los cuales corresponden a “drenajes ácidos de mina” (DAM) y también efluentes residuales de actividades metalúrgicos mineros. El primero es el agua natural que se forma alrededor del depósito como resultado de la oxidación biológica y/o química de los depósitos de polisulfuro. Otra forma de agua ácida de mina son los efluentes residuales producidas durante etapas como lixiviación, extracción por solventes y flotación. Estos efluentes presentan altos niveles de metales pesados, iones de sulfato y otros aniones (Ide, 2019, pp. 197-198).

El drenaje ácido de mina (DAM) es un gran problema ambiental en las zonas donde se encuentran Yacimientos Polimetálicos Peruanos que por lo contrario a estar protegidas poseen mineralización sulfurosa. El trato inadecuado y la actividad minera son invariablemente la causa del drenaje de ácido de mina, que sin duda es un gran problema para la calidad del agua. Por esta razón, las soluciones para la rehabilitación son generalmente localizadas, ya que el drenaje ácido de mina varía considerablemente entre lugares. Esto muestra que existe una variedad de factores que afectan la cantidad de drenaje ácido que producen (Zhang et al., 2019, p. 790).

La minería subterránea cuyo mineral de mena o ganga contiene sulfuros de hierro (particularmente piritita) tiene una mayor probabilidad de contacto con agua en condiciones aeróbicas. Por lo tanto, cualquier agua que tenga un valor de pH inferior a 4 será descargada después de un período de tiempo que no sea demasiado largo. En consecuencia, estos desagües se forman después de que se cierran las obras mineras, lo que representa un problema completamente diferente, contaminando tanto las aguas superficiales como subterráneas en todas las áreas de riego, y de diversas maneras. En algunos casos, solo se trata de una disminución del pH general, pero en muchos otros, se produce una salinización de metales, que parcial o totalmente llega a una planta de tratamiento de aguas convencional o adicional, una situación que es dañina para el medio ambiente y perjudicial para la salud (Sánchez & Ferreira, 2016, p. 20).

Asimismo, los drenajes ácidos de mina (DAM) representan un serio desafío ambiental. Ante esta problemática, los sistemas de tratamiento pasivo se presentan como una alternativa eficaz, especialmente en el contexto sudamericano, donde es común la generación de aguas con un pH inferior a 4. Aunque su implementación resulta considerablemente más económica cuando se planifica e integra durante la etapa operativa de la mina, estos sistemas no suponen una carga significativa para los presupuestos de gobiernos locales o regionales, los cuales frecuentemente deben asumir la responsabilidad de estos pasivos ambientales mineros. En el caso de los DAM originados por labores subterráneas, ya sea directamente desde las galerías o desde escombreras asociadas, es posible aplicar tratamientos pasivos dentro de la mina, siempre y cuando su instalación no requiera posteriores revisiones ni mantenimiento frecuente (Sánchez & Ferreira, 2016, pp. 20-21).

La calidad del agua en diversas cuencas que han sido objeto de actividad minera en el pasado se ve predominantemente influenciada por aportes provenientes de aguas de mina, descargas subterráneas y procesos de lixiviación de materiales residuales asociados a pasivos

ambientales mineros. Entre las zonas impactadas por la presencia de metales no ferrosos destaca el distrito de Hualgayoc. Es importante resaltar que la región Cajamarca se ubica en el segundo lugar en cuanto al número de pasivos ambientales mineros (PAM) a nivel nacional, solo superada por la región Áncash, albergando un total de 1,183 pasivos, de los cuales una proporción considerable (1,067 PAM), se encuentra en el mencionado distrito de Hualgayoc. Desafortunadamente, Hualgayoc se posiciona como el distrito que presenta la mayor cantidad de pasivos mineros en el país. En cuanto a cuencas, la del Llaucano, que atraviesa esta localidad cajamarquina, es la segunda más perjudicada a nivel nacional, con un total de 1,080 pasivos mineros reconocidos en toda la cuenca del Llaucano (De-Echave, 2019).

La estrategia de remediación involucra una combinación de medidas basadas en la identificación de las características del sitio y conocimiento de las opciones de tratamiento disponible. Esto puede requerir un enfoque multidisciplinario que incluya aportes de ingenieros geoquímicos, hidrólogos y microbiólogos. La selección de una estrategia correctiva generalmente se basa teniendo en cuenta los factores de consideraciones técnicas y económicas, incluyendo carga de metal, disponibilidad de terreno, costos de capital y operativos, y criterios correctivos como los objetivos de calidad del agua.

El tratamiento fisicoquímico de aguas ácidas mediante el uso de zeolitas se presenta como una alternativa efectiva para el manejo de efluentes contaminados por actividades mineras. Esta técnica permite la reducción significativa o la eliminación de metales disueltos, lo que contribuye a la generación de residuos más estables. Además, representa una opción ambientalmente más favorable en comparación con métodos convencionales, al mejorar la calidad del agua tratada dentro de su categoría correspondiente. Como resultado, se atenúa el impacto ambiental que generaría el vertido de estos drenajes ácidos en los cuerpos de agua cercanos a las operaciones mineras. En ese sentido Huanca et al., 2018 (p. 10), utilizó zeolita natural en Arequipa para analizar su potencial en la limpieza de aguas contaminadas con plomo

en un entorno de laboratorio, eliminando el contaminante, lo que indica que podría ser una opción eficaz y de relevancia en métodos de reducción de daños.

Estudios de aplicaciones de zeolita en tratamientos de drenaje ácido de mina a nivel laboratorio es un campo importante en las tecnologías ambientales de especialización, aún más si se utilizan recursos naturales de interés regional, como la zeolita natural. En este campo, la investigación aporta al conocimiento y comprensión de la capacidad de los recursos naturales alternativos frente a las tecnologías convencionales de remoción de metales como el hierro (Fe), cobre (Cu) y zinc (Zn).

Sin embargo, a pesar de las ventajas técnicas mencionadas, no existe información sobre la implementación y uso en remediaciones de DAM en el Perú, y menos aún existen evaluaciones de la remoción de metales (Fe, Cu, Zn), que depende del tiempo de exposición y dosificación de zeolita. Este estudio evaluó estas variables considerando tres dosis (d1, d2 y d3).

La información generada a partir de la investigación de parámetros como la dosificación de zeolita, los tiempos de exposición y las concentraciones de metales como hierro (Fe), cobre (Cu) y zinc (Zn) en el drenaje ácido de mina, resulta altamente valiosa para futuras investigaciones en distintas escalas: laboratorio, piloto e incluso a nivel industrial. Estos datos permiten sentar las bases para la aplicación efectiva de esta tecnología en operaciones mineras donde el drenaje ácido representa uno de los principales desafíos ambientales. Asimismo, otro obstáculo significativo para el sector minero es el alto costo asociado al tratamiento convencional de estos efluentes, métodos que, además de ser costosos, frecuentemente presentan limitaciones en cuanto a su eficiencia para remover metales y aniones a niveles que cumplan con los Límites Máximos Permisibles (LMP) determinados por la normativa del sector energía y minas. Por todo lo mencionado se formuló el problema ¿Cómo influye el

tiempo de exposición y la dosificación de Zeolita en la remoción de hierro, cobre y zinc de drenaje ácido de mina, Hualgayoc 2023?

En consecuencia, la presente investigación tiene como objetivo general: Determinar la influencia del tiempo de exposición y la dosificación de zeolita en la remoción de hierro, cobre y zinc de drenaje ácido de mina, Hualgayoc 2023; y, los objetivos específicos (1) determinar el mejor tiempo de exposición de zeolita en la remoción de hierro, cobre y zinc de drenaje ácido de mina, Hualgayoc 2023 y (2) determinar la dosificación adecuada de zeolita en la remoción de hierro, cobre y zinc de drenaje ácido de mina, Hualgayoc 2023.

CAPÍTULO II

MARCO TEÓRICO

2.1. Antecedentes teóricos de la investigación

2.1.1. Internacionales

La investigación desarrollado por Motsi (2010, como se citó en Ďuricová et al., 2024) evaluó el tratamiento de DAM de la mina Wheal Jane de Reino Unido con resultados eficientes en porcentajes de remoción alrededor del 71 - 99% Fe y 97% - 99% de Cobre (Cu) de la solución. Señalando los resultados del tratamiento del DAM que la zeolita natural era la más adecuada para el tratamiento de soluciones metálicas diluidas y, por lo tanto, debería ser utilizado aguas abajo de otras tecnologías de tratamiento de DAM. La metodología que utilizó fueron experimentos de laboratorio para investigar la eficacia de la zeolita natural como material potencial de bajo costo para la eliminación de estos metales pesados de DAM y agua sintética contaminada en laboratorio. Estos incluyen pruebas de equilibrio, estudios cinéticos por lotes, estudios de columna y estudios de desorción (pp. 209-215).

En Colombia Carreño-Sayago (2015) demostró que, Las zeolitas representan opciones efectivas para purificar agua que contenga metales pesados, gracias a su elevada capacidad de intercambio de cationes (CIC) y su notable afinidad hacia esos metales. Son asequibles, accesibles y podrían integrarse en diferentes sistemas de purificación (p. 75). Asimismo, exploró las diversas opciones de emplear un recurso natural económico para la eliminación y retención de metales pesados en aguas afectadas por residuos de varios procesos. La sugerencia de métodos de tratamiento mediante zeolitas y vegetación acuática se presenta como una alternativa factible en los sectores

que descargan metales pesados en cuerpos de agua, lo que provoca serios perjuicios al medio ambiente. Un procedimiento de remediación con zeolitas y posteriormente con el jacinto de agua (*Eichornia crassipes*) es económico, viable y ofrece resultados eficientes, así manifiestan Cuchimaque et al., (2013) que desarrollaron un procedimiento donde se puso en contacto el agua contaminada con hierro (Fe) y manganeso (Mn) por más de 10 días, con remociones por encima del 85 % (pp. 72-75).

En Filipinas, Olegario-Sánchez y Pelicano (2017) en su publicación, las zeolitas naturales de Filipinas son eficientes en la generación de iones metálicos como Pb^{2+} , Cu^{2+} y Ni^{2+} . En un compuesto material que consiste en la estructura principal de heulandita, la eficiencia de eliminación del ensayo se examinó con respecto al catión Pb^{2+} ; dado el 99.03%, se logró con eficacia esta cifra que alcanzó el valor exacto en comparación con otros adsorbentes comunes, incluida la alúmina. Igualmente, se logró un 35.88% y 35.36% de eficiencia de eliminación en la presencia de Cu^{2+} y Ni^{2+} resultados, respectivamente. Estas propiedades resultan de la estructura microporosa y la superficie áspera del adsorbente, que facilitan los procesos de intercambio iónico y adsorción selectiva, mejorando así su aplicabilidad para la purificación de agua contaminada con DAM (pp. 407-411).

Hidayat et al. (2021) revelaron que el material zeolítico, derivada de cenizas volantes de carbón, presenta propiedades que favorecen la adsorción de zinc (Zn) y cobre (Cu) de aguas ácidas de minas. Los resultados revelan que la eficacia de la extracción disminuyó a medida que aumentó el contenido original de metal, pasando del 94,5% al 53% para Zn^{2+} , y del 91,9% al 39,9% para Cu^{2+} . En un sistema competitivo con hierro (Fe) y manganeso (Mn) la selectividad de adsorción fue de la siguiente

manera $\text{Fe}^{2+} > \text{Cu}^{2+} > \text{Zn}^{2+} > \text{Mn}^{2+}$. Además, después de tres repeticiones del uso del material en la adsorción, su eficacia disminuyó en un 10%, subrayando la importancia de su regeneración para un rendimiento óptimo. Los resultados demuestran claramente que la zeolita artificial es un método fiable y económico para la eliminación de metales pesados (pp. 1-8).

La investigación conducida por Ďuricová et al. (2024) realizaron una exhaustiva evaluación de las circunstancias que favorecen la eliminación de metales pesados en aguas ácidas de origen minero. Sus hallazgos sugieren una adsorción óptima a un pH cercano a la neutralidad (5-7), debido a una mayor afinidad electrostática de los metales con la zeolita. Una observación significativa es la correlación entre la cantidad inicial y la capacidad de saturación, hasta alcanzar un punto de estabilización, más allá del cual la capacidad se mantiene constante. En el escenario de optimizar la dosificación adecuada de zeolitas, se constata que un exceso, sin un aumento proporcional en los resultados, resulta contraproducente. Asimismo, también es relevante considerar el tiempo de contacto, dado que periodos insuficientes pueden limitar significativamente la remoción de metales pesados (pp. 588-622).

Moreno y Palacios (2017) llevaron a cabo su estudio en el Instituto Nacional de Investigación Geológico Minero Metalúrgico (INIGEMM). Recolectaron 40 litros de agua de drenaje ácido minero (DAM) en la quebrada “El Panteón” de la parroquia Torata, distrito de Santa Rosa, provincia de El Oro, Ecuador. El DAM se procesó utilizando un proceso que consiste en un par de columnas de lixiviación conectadas al flujo de una bomba peristáltica. Estas columnas contienen un material tipo sustrato alcalino disperso reactivo (DAS) además de incorporar zeolitas naturales en el medio de

filtración. La tasa promedio de remoción después del tratamiento fue 97,81% Al, 99,79% Fe, 911,42% Cu, 83,33% Pb, 99,84% Zn, 96,14% Mn, 88,54% Cd y SO_4^{2-} 51,47%. Los resultados revelaron que el proceso presentó una alta tasa de remoción de metales, por lo que las emisiones, a excepción de los aniones, cumplieron con los requisitos de la normativa ambiental ecuatoriana. (p. 29)

De-La-Vega et al. (2018) lograron demostrar que el material sintético como zeolita tipo faujasita X tuvo la capacidad de remoción de nitrógeno amoniacal, materia orgánica, metales pesados (Fe, Cu, Zn, Pb) y dureza en efluentes residuales municipales (ARM) en Colombia y agua sintética. Con la siguiente característica: $Zn^{2+} > Cu^{2+} > Pb^{2+} > Fe^{3+}$ en aguas residuales municipales para la zeolita tipo faujasita X, con un proceso sencillo y efectivo logrando la remoción de diferentes iones con porcentajes superiores al 70%, para metales, convirtiéndola en una opción viable como adsorbente de nitrógeno amoniacal, iones metálicos y dureza en ARM (p. 185).

Además, como señalan Dube et al. (2024) la adsorción ha demostrado ser uno de los métodos más eficaces y rentables para eliminar metales pesados. En este sentido, la zeolita muestra una excelente capacidad para eliminar elementos y puede eliminar eficazmente metales como cobre (Cu), cromo (Cr), arsénico (As), manganeso (Mn), hierro (Fe) y zinc (Zn). La eficiencia de eliminación de hierro y zinc es superior al 99%, mientras que la eficiencia de eliminación de cobre es del 100%. Esto ocurrió en más del 95% de muestras en entornos de tratamiento de estudio. Estudios recientes también han demostrado que modificar estos materiales con nanopartículas u otros compuestos híbridos podría optimizar sus propiedades, proporcionando una solución más amigable con el medio ambiente y rentable para el tratamiento de DAM (pp. 59659-59680).

Asimismo en la investigación dirigido por Kyziol-Komosinska et al. (2015) evaluaron la remoción de Cu (II) en dos procesos principales: transferencia iónica con Na^+ y absorción/precipitación. Además, confirmaron la mayor afinidad del Cu (II) por las zeolitas artificiales sobre la clinoptilolita natural (zeolita natural). El potencial de intercambio iónico de Cu (II) en las zeolitas Na-P1 y Na-X (sintéticas) llegando hasta del 49,2% y 52,4% respectivamente en la primera etapa y a 23,17% y 22,59% en la etapa 2. Aumentando la concentración inicial de Cu (II) a 2000 mg/L, se removió un 67% y 72%, respectivamente por intercambio iónico. Asimismo, analizaron que la remoción dependió en gran medida, de la concentración inicial de iones cobre (II) y no del tipo de zeolita (p. 1122).

Las investigaciones recientes siguen demostrando la eficiencia de las zeolitas en el tratamiento de DAM. En ese sentido Zhang et al. (2023) evaluaron el uso de zeolitas naturales modificadas con hierro para el tratamiento de DAM, logrando eficiencias de remoción superiores al 95% para cobre (Cu), zinc (Zn) y plomo (Pb), además reportaron una capacidad de adsorción máxima de 156.8 mg/g para Cu (II), 142.3 mg/g para Zn (II) y 198.5 mg/g para Pb (II) a pH 5. Los investigadores destacaron que la modificación con hierro mejoró significativamente la capacidad de adsorción en comparación con la zeolita natural sin modificar.

Por su parte, Kumar et al. (2022) desarrollaron un sistema híbrido que combina zeolita natural y bacterias sulfato-reductoras para el tratamiento de DAM. El sistema logró una impresionante eficiencia de remoción del 99.8% para Fe, 99.5% para Cu y 98.7% para Zn, además de elevar el pH de 2.8 a 7.2 en un período de 48 horas. Los autores señalan que la combinación de procesos fisicoquímicos y biológicos mejora significativamente la eficiencia del tratamiento.

Martínez-Santos et al. (2021) evaluaron el uso de zeolitas sintéticas tipo X e Y para el tratamiento de aguas ácidas de mina proveniente de minas de cobre en Chile. Los resultados mostraron eficiencias de remoción del 97,2% para Cu (II); 95,8% para Fe(III) y 94,3% para Al(III), con una capacidad de intercambio catiónico superior a 4,5 meq/g. Los investigadores destacaron la importancia de la relación Si/Al en la selectividad de adsorción de metales.

2.1.2. Nacionales

Calderón y Tuiro (2021) demostró que las aguas residuales ácidas provenientes de la lixiviación de minerales sulfurados pueden ser una carga que devuelve parte de los costos de limpieza cuando se extraen elementos económicos como Mn y Fe. En cierto sentido, la investigación comienza con la neutralización con cal, que precipita el hidróxido de hierro (III) y el hidróxido de manganeso (IV). A partir de un valor de pH de 2,2; controlando el pH para cada etapa, logrando las aguas residuales que cumplen los estándares de vertido o reutilización. El hidróxido seco puede alcanzar niveles muy beneficiosos, haciendo que el tratamiento sea sostenible y separando los metales de los lodos que normalmente terminarían en las relaveras, finalmente se lograron recuperaciones de 92% para Fe y 90 % para Mn necesarios para uso industrial (p. 41).

Barreto (2021) demostró que los cuerpos de agua ubicados en las zonas altas y medias de las cuencas hidrográficas del país presentan concentraciones de metales pesados que sobrepasan los estándares de calidad ambiental establecidos. Frente a esta problemática, el empleo de zeolitas naturales como material adsorbente se presenta como una alternativa viable, particularmente en regiones altoandinas, donde muchas comunidades acceden al agua directamente desde ríos o pozos sin ningún tipo de tratamiento previo. En este contexto, el uso de zeolitas representa una opción efectiva

para la remoción de contaminantes metálicos en estas áreas vulnerables. Un caso representativo es el de las zeolitas naturales provenientes de la región de Yura, en Arequipa, Perú, las cuales han demostrado una notable capacidad para adsorber plomo de aguas contaminadas. Estas zeolitas muestran una capacidad de adsorción de 3,55 mg de Pb^{2+} por gramo de zeolita, con un pH apropiado de operación de 5 y una eficiencia de remoción del 98 %, lo que posiciona a este adsorbente como una alternativa eficiente para el tratamiento de aguas superficiales afectadas por este metal (p. 145).

De la misma forma, Rodríguez (2016) evaluó la capacidad de adsorción de zeolitas naturales y sintéticas logrando resultados muy prometedores para la adsorción conseguida en concentraciones de miligramo de NH_4^+ adsorbido por 1 gramo de zeolita llegando a porcentajes de 73 % en tratamientos en columna hasta un 8,8 % de NH_4^+ ; para el caso de Pb^{2+} llegó hasta un 99 %, para el Zn de 99,7 % a 99,9 %, Para el Cu de 85 % a 88 %, y el Mn con un 99,6 % de adsorción específica, los cuales se lograron con matrices sintéticas preparado en laboratorio, es decir soluciones conteniendo combinación de cationes metálicos.

Posteriormente Rodríguez (2022) evaluó la posibilidad de obtener zeolita sintética a partir de ceniza volcánica peruana para diferentes temperaturas de exposición, además, llevó a cabo ensayos de intercambio catiónico aplicando soluciones que contenían los cationes NH_4^+ , Pb^{2+} , Mn^{2+} y Zn^{2+} observando una mayor afinidad del material por el Pb^{2+} en comparación con Zn^{2+} y Mn^{2+} . El estudio sugiere que la eficiencia del proceso de adsorción está afectada por factores como la densidad de carga, la energía de hidratación de los cationes y el radio iónico. Asimismo, la capacidad de intercambio catiónico tiende a disminuir con la disminución del radio iónico. Así, cationes con radios iónicos más grandes, como el Pb^{2+} , presentan una mayor capacidad de intercambio. Por otro lado, cationes con radios iónicos reducidos, como el Mn^{2+} , a

pesar de tener la misma densidad de carga, poseen una alta energía de hidratación, lo que dificulta su difusión hacia los poros de la zeolita y su acceso a los sitios activos de intercambio. (p. 10)

2.1.3. Locales

Asimismo, un estudio sobre el tratamiento de drenaje ácido de mina ejecutado por Colque-Leey et al., (2022) demostraron que el uso de dolomita reduce la concentración de metales por debajo del límite de cuantificación (LCM) del método. Por lo tanto, esta tecnología se considera como una opción al uso de cal caracterizada por alta eficiencia, bajo costo de entrega y facilidad de manejo, y convierte de manera eficiente los seis metales representativos que intervienen en el tratamiento experimental con 30 g de dolomita que son removidos intencionalmente. De esta forma se logró la remoción de hierro con una eficiencia del 99,87 % en el punto 1 (P1) y del 99,70 % en el punto 2 (P2). Las concentraciones más altas en el muestreo fueron 122,3 mg/L en P1 y 14,89 mg/L en P2, seguidas de zinc con 69 mg/L en P1 y 37,25 mg/L en P2. Adicionalmente se lograron valores de remoción de plomo de 96,40 % para P1 y 98,02% para P2. Después, se detectó 98,64 % de arsénico en P1, mientras que la cantidad fue menor en P2 que en LCM. Sin embargo, se obtuvieron remociones efectivas comparables usando otros metales como cadmio, cobre y zinc. El agua ácida del pasivo ambiental tiene un pH de 2.69 y una concentración de metales de As: 0.367 mg/L. Cu: 0.379 mg/L, Cd: 0.372 mg/L, Fe: 122.3 mg/L. Dadas estas características, se necesitan con urgencia medidas para mejorar la calidad del agua por no cumplir con los límites máximos permisibles (LMP).

2.2. Bases Teóricas

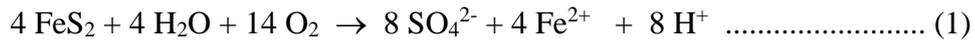
2.2.1. Problemática Ambiental Derivada de la Contaminación Minera en el Perú

Hay dos fuentes primordiales de metales pesados que ingresan a las aguas residuales: fuentes naturales y fuentes antropogénicas. La primera categoría incluye la erosión del suelo, la actividad volcánica y la erosión de rocas y minerales. La otra parte está relacionada con el procesamiento de minerales, quema de combustibles, escorrentías en vertederos, actividades industriales y actividades agrícolas, especialmente la minería, metalización de materiales, producción de semiconductores, textiles, tintes. Debido a la estabilidad y facilidad de disolución que presentan los metales pesados en el medio acuático, las aguas residuales industriales insuficientemente tratadas o no tratadas pueden tener un impacto en la salud y el medio ambiente (González, 2020, pp. 14-15).

2.2.2. Generación de Drenaje ácido de Mina (DAM)

El drenaje minero (DM) ocurre principalmente debido a interacciones entre materiales reactivos que forman parte de las fuentes que pueden generar DM (vertederos, estanques de relaves, desechos del proceso de lixiviación, minas subterráneas y tajos), con oxígeno atmosférico, agua y/o microorganismos. Esta interacción puede provocar procesos de oxidación química y/o biológica del material y/o lixiviación de elementos relevantes (metales, metaloides y/o aniones). (Sernageomin, 2015, p. 16).

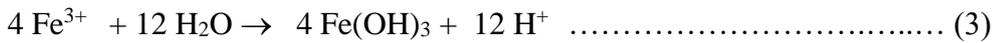
Las reacciones de formación de ácido (productos de oxidación de sulfuro) y las reacciones de consumo (o reacciones de neutralización) son los principales procesos en la formación de drenaje ácido de mina (DAM). Este fenómeno es causado por la oxidación e hidrólisis de sulfuros (especialmente pirita) como resultado de diversas reacciones. (Sernageomin, 2015, pp. 17-19):



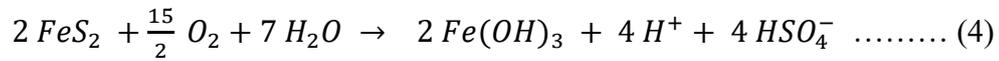
Asimismo, los iones ferrosos (Fe^{2+}) experimentan un proceso de oxidación conforme al siguiente mecanismo:



Los iones férricos sufren un proceso de hidrólisis que conduce a la formación de hidróxido de hierro (III):

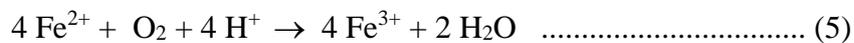


La suma de las reacciones (1), (2) y (3) conduce a la reacción:

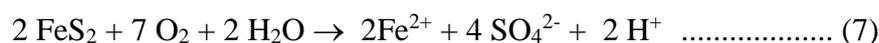


Este hidróxido actúa como precursor de diversos minerales típicos de ambientes oxidantes asociados a depósitos de sulfuros, siendo responsable del distintivo tono amarillento-rojizo que presentan los botaderos de residuos y cursos de agua afectados. Entre estos minerales, comúnmente agrupados bajo el nombre de 'limonitas', destaca la goethita ($\text{FeO}(\text{OH})$) como el más representativo.

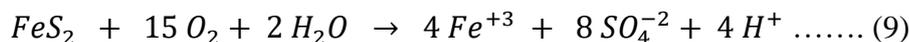
Aunque estas reacciones parecen ocurrir en condiciones completamente inorgánicas, pero el entorno biológico juega un papel crucial. *Thiobacillus ferrooxidans* es una de las principales causas de escorrenría ácida y genera contaminación por metales con el llamado drenaje ácido de mina (Licapa-Redolfo et al., 2022). La bacteria *Thiobacillus ferrooxidans* obtiene la energía necesaria para sus funciones metabólicas a partir de la oxidación de FeS_2 , de manera análoga a como otras bacterias aeróbicas emplean la oxidación del carbono orgánico (CH_2O) durante sus procesos de respiración. Esta etapa de oxidación se produce de forma espontánea a temperatura ambiental.



De este modo, la bacteria actúa como catalizador en reacciones del tipo:



Al combinar las reacciones (7) y (8) conduce a la siguiente ecuación global:



En términos generales, el proceso de oxidación de la pirita genera como productos sulfato férrico soluble ($\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$) y ácido sulfúrico (H_2SO_4). (Baird & Cann, 2021 pag. 588 - 593).

El agua ácida de las minas, que presenta pH bajo y concentraciones altas de hierro, aluminio, azufre y otros metales traza, constituye un grave problema de contaminación del agua en diversas regiones dedicadas a la extracción de minerales metálicos y carbón, por lo que los humedales artificiales son un recurso efectivo de solución interesante para abordar este tipo de contaminación (Burman et al., 2020, p. 1148).

2.2.3. Zeolitas

Las zeolitas son materiales cristalinos formados por aluminosilicatos hidratados (tabla 1 y tabla 2, la composición en función a óxidos y elementos) que incorporan cationes de naturaleza alcalina o alcalinotérrea. Estas estructuras corresponden al grupo de los tectosilicatos y se caracterizan por poseer una red tridimensional de poros y canales, altamente estable, que permite un elevado intercambio catiónico sin comprometer su integridad estructural. Su arquitectura cristalina está constituida por unidades tetraédricas de aluminio (AlO_4) y silicio (SiO_4), enlazadas entre sí a través de átomos de oxígeno en los vértices. Esta disposición da lugar a una estructura abierta que confiere a las zeolitas una destacada capacidad para adsorber y liberar tanto moléculas de agua como cationes, manteniendo inalterada su configuración cristalina (Costafreda, 2014, p. 4).

Este tipo de silicato se conoce desde el siglo XVIII. En 1756, el barón sueco Krongstedt utilizó el nombre zeolita (del griego *zeo*: "hervir" y *lithos*: "piedra") para describirlas, indicando que eran los únicos representantes de la familia de las zeolitas que ebulen al ser calcinados (Mgbemere et al., 2017, p. 50).

2.2.4. Zeolitas Naturales

La constitución química de las zeolitas naturales varían mucho dependiendo del origen y aparición en la naturaleza. Por esta razón, su clasificación se basa principalmente en consideraciones constructivas. Las zeolitas se encuentran de forma natural en muchos entornos geológicos diferentes en muchas partes del mundo. Una característica común en su composición química es la presencia de (oxígeno) O, Si (silicio) y aluminio (Al) como elementos mayoritarios y bario (Ba), calcio (Ca), sodio (Na), magnesio (Mg) y potasio (K) como cationes intercambiables (Quispe et al., 2019, p. 127). Por lo tanto, los cationes intercambiables en el sistema juegan un papel importante en las propiedades térmicas y de adsorción de las zeolitas. Las zeolitas naturales han sido ampliamente estudiadas por sus propiedades fisicoquímicas debido a su disponibilidad y costo relativamente bajo. Debido a la amplia disponibilidad de zeolitas naturales, su aplicación representa una alternativa viable, segura y económicamente favorable en diversos procesos de remediación ambiental. Entre sus usos destacan la remoción de metales pesados disueltos en agua, la eliminación de amonio en aguas residuales, así como la eliminación de elementos radiactivos en efluentes, reducción del contenido de nitrógeno en la sangre de pacientes con insuficiencia renal, y la disminución de la dureza del agua (Quispe et al., 2019, p. 127).

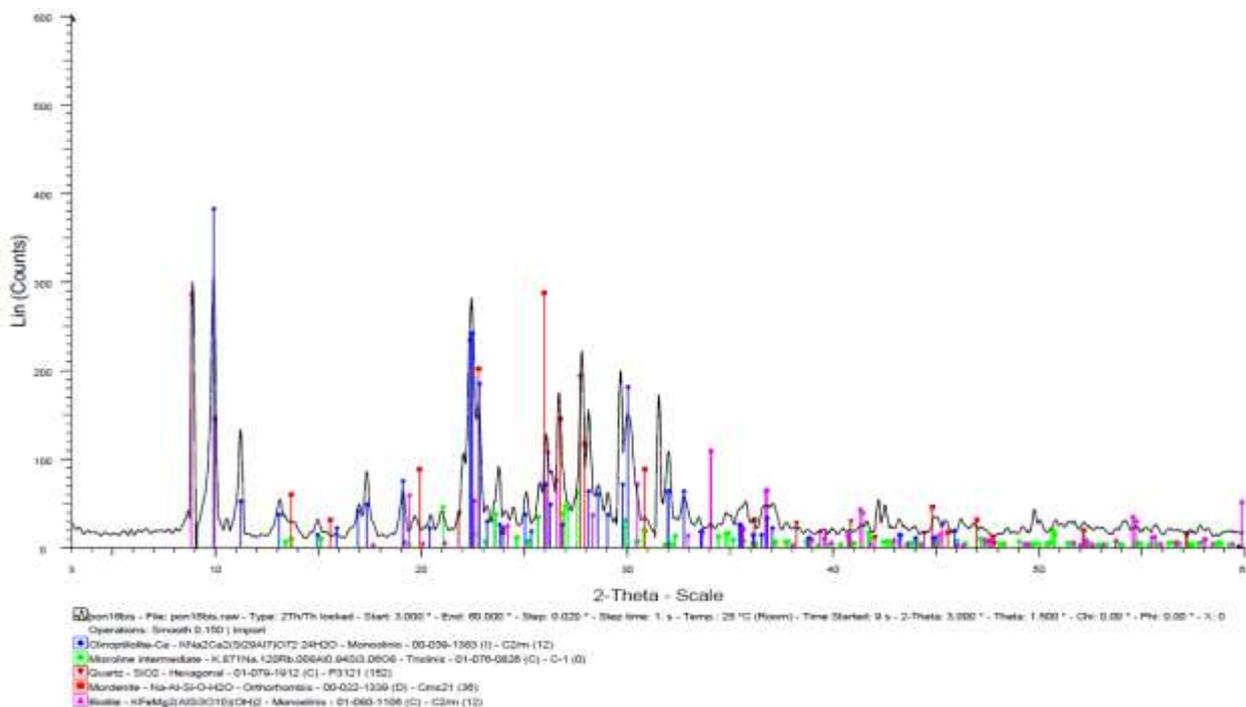
2.2.5. Análisis Mineralógico

A. Difracción de Rayos-X

Las propiedades de las zeolitas naturales (como adsorbentes y tamices moleculares) y las propiedades hidrodinámicas de los medios filtrantes están fuertemente influenciados por su composición química y mineralógica.

Figura 1

Análisis difractométrico del material zeolítico en su estado natural



Nota: La caracterización realizada en laboratorio de Análisis Difractométrico PROGEMISA-Italia. Tomado de Rodríguez (2016, p. 67).

Basado en los valores máximos de intensidad registrados, Rodríguez (2016) afirma que existe la abundancia de especies minerales que sigue el orden: clinoptilolita, biotita, mordenita y cuarzo como se muestra en la figura 1. El contenido de clinoptilolita en muestras tomadas para análisis de difracción, fue 50-60 % por volumen en la mayoría de las muestras. En algunas muestras se encontraron contenidos de hasta 70 % por volumen (p. 67).

2.2.6. Caracterización Química

Los constituyentes químicos de los materiales de zeolita se evaluaron utilizando un espectrómetro de fluorescencia de rayos X (XRF) y que figuran en las tablas 1 y 2.

Tabla 1

Composición química del material zeolítico en función de óxidos

Elemento	L.O. I (%)	Na ₂ O (%)	MgO (%)	Al ₂ O ₃ (%)	SiO ₂ (%)	K ₂ O (%)	CaO (%)	TiO ₂ (%)	Fe ₂ O ₃ (%)
D.L.	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10
Método		XRF	XRF	XRF	XRF	XRF	XRF	XRF	XRF
	9,05	1,8	1,03	11,8	65,3	4,91	1,53	0,24	2,47

Nota: La caracterización realizada en laboratorio de Análisis Difractométrico DIGITA-Italia.

Tomado de Rodríguez (2016, p. 69)

Los resultados de la composición química revelan una elevada concentración de sílice y aluminio en el aluminosilicato, arrojando una relación molar SiO₂/Al₂O₃ de 5.51, característica de zeolitas con alto contenido sílice. Esta proporción indica una mayor estabilidad térmica y una mejor resistencia frente a medios ácidos, lo que representa una ventaja significativa desde el punto de vista práctico y operativo.

Tabla 2

Composición química del material zeolítico en función de elementos

L.O. I [%]	Na [%]	Mg [%]	Al [%]	Si [%]	P [%]	K [%]	Ca [%]	Ti [%]	Mn [%]	Fe [%]
11,91	<0,10	0,25	11,75	72,37	<0,10	0,56	1,95	<0,10	<0,10	0,83
XRF	XRF	XRF	XRF	XRF	XRF	XRF	XRF	XRF	XRF	XRF

Nota: La caracterización de zeolita natural tomada de Huanca et al. (2018, p. 7)

Un parámetro clave en la caracterización de las zeolitas es la relación Si/Al, ya que define la cantidad de cargas negativas presentes en su estructura cristalina, lo cual determina a su vez la cantidad de cationes compensadores asociados. En este sentido, las zeolitas

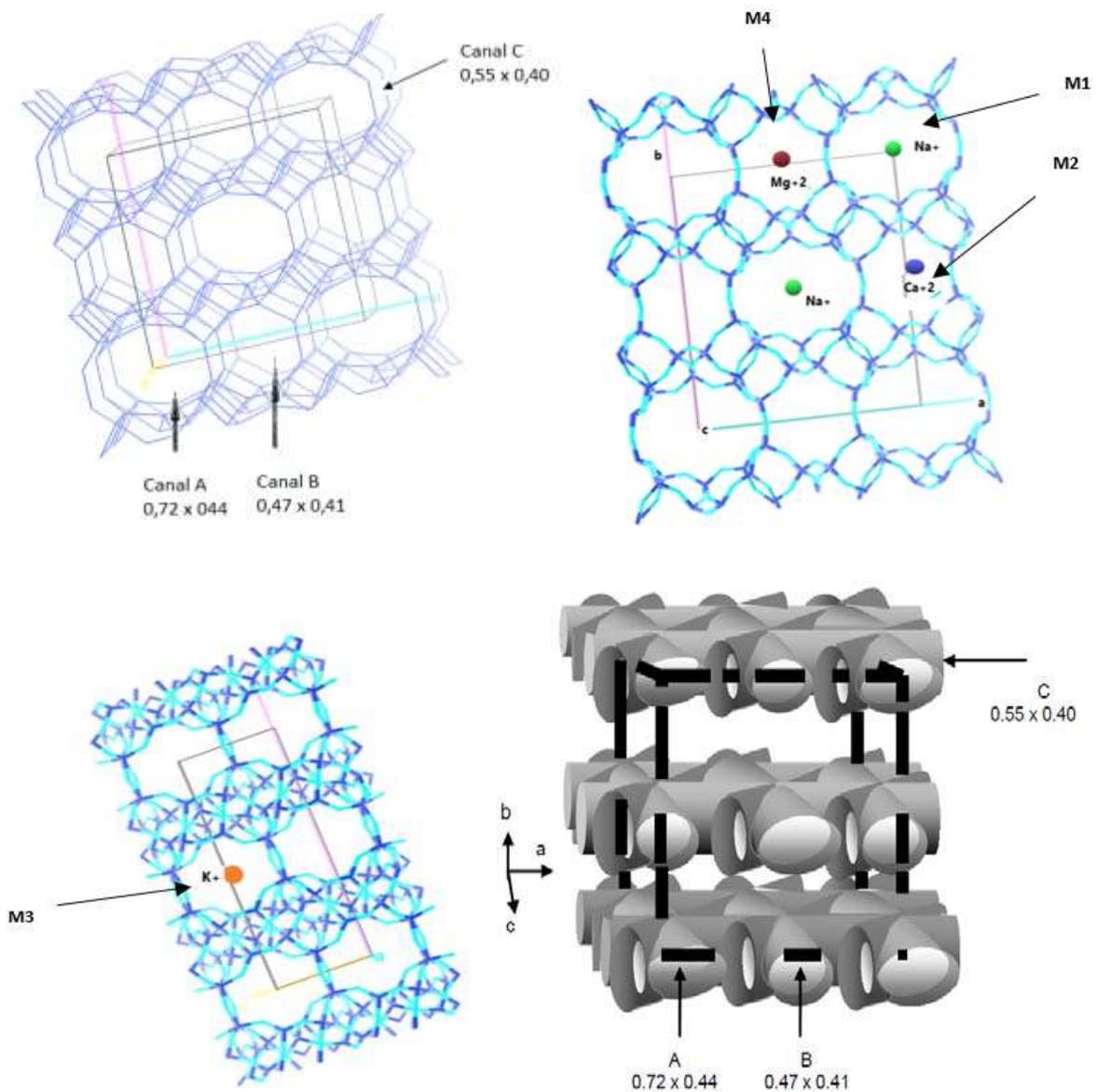
presentan una doble función: permiten la adsorción de moléculas neutras y facilitan la retención de cationes, tanto orgánicos como inorgánicos, a través de mecanismos de intercambio iónico. En ese sentido Huanca et al. (2018), manifiesta que el valor de relación Si/Al es 6.16 del material analizado (p. 7). Lo cual se muestra en la tabla 2, según el contenido de elementos mayoritarios de la muestra, en la cual se revela el alto contenido de Si y Al, característica fundamental de las zeolitas naturales.

2.2.7. Caracterización cristalográfica de la clinoptilolita

Se determinó que la relación Si/Al para la clinoptilolita es de aproximadamente 4.31. La celda unitaria es monoclinica, centrada en el eje c, los parámetros típicos de una unidad de clinoptilolita de obtenida después del refinamiento de Rietveld de La Calera en Sucre, Bolivia son: $a = 1,763 \text{ nm}$, $b = 1,791 \text{ nm}$, $c = 0,744 \text{ nm}$, $\alpha = \gamma = 90^\circ$, $\beta = 116,40^\circ$. La fórmula de celda unitaria calculada se normaliza para cada componente en función de la cantidad teóricamente posible de oxígeno en la celda unitaria, es: $\text{Ca}_{1,66}\text{Na}_{0,79}\text{Mg}_{1,16}\text{K}_{3,33}\text{Al}_{8,60}\text{Si}_{37,12}\text{O}_{72} \cdot 24\text{H}_2\text{O}$ (Quispe et al., 2019, p. 129). La estructura porosa de la clinoptilolita (HEU) tiene tres canales huecos. Un canal que consta de anillos continuos de ocho miembros con un canal libre de $0,55 \times 0,40 \text{ nm}$ (canal C, figura 2) y uno de los ocho elementos, dos canales paralelos. Un canal de 10 celdas con una puerta de $0,47 \times 0,41 \text{ nm}$ (Canal B, Figura 2) y una puerta de $0,72 \times 0,44 \text{ nm}$ (Canal A, figura 2). Los pequeños cationes hidratados como K^+ , Na^+ , Mg^{2+} y Ca^{2+} y pueden entrar libremente en estos canales y ocupar posiciones específicas. Los lugares para cubrir se denominan M1, M2, M3 y M4.

Figura 2

Estructura típica de la zeolita- clinoptilolita



Nota: La figura ilustra la estructura de la clinoptilolita, mostrando: (a) las dimensiones de sus canales; (b) la disposición de los canales y la ubicación de los cationes a lo largo del eje cristalográfico c; (c) la orientación de los canales y cationes paralelos al eje a; y (d) un esquema representativo del patrón estructural de los canales. Tomado de Usunova & Mikosh (2013), citado por Quispe et al. (2019, p. 135).

Las zeolitas se forman naturalmente principalmente en magmas basálticos ricos en vidrio volcánico (SiO_2), pero también pueden formarse en rocas piroclásticas alteradas o en una variedad de entornos geológicos, temperaturas y condiciones geoquímicas, incluidos los entornos de enterramiento metamórfico o geotérmicos (Mgbemere et al., 2017, p. 49).

2.2.8. Clasificación

Dado que las zeolitas tienen una amplia gama de propiedades, existen diferentes formas de clasificarlas tanto por origen (natural o sintética) como por tamaño de poro o estructura. Este último es el más aceptable porque, como unidad estructural principal, da cuenta de una gran variedad de propiedades e incluso permite establecer una relación entre las distintas relaciones molares Si/Al de cada uno de los grupos en los que se clasifican (Costafreda, 2014, p. 19).

Siguiendo este criterio, la tabla 3 presenta la clasificación estructural desarrollada por Meier en 1968, que organiza a las zeolitas en ocho grupos distintos según su unidad secundaria estructural y la cantidad de tetraedros TO_4 que las conforman. Asimismo, se evidencian variaciones en la relación Si/Al entre las distintas zeolitas, en función del grupo al que pertenecen y de sus características estructurales específicas (Costafreda, 2014, p. 20).

Tabla 3*Clasificación estructural de las zeolitas*

Grupo C4 (grupo Filipsita)			Grupo C8-T1 (grupo Modernita)			Grupo C6-C6 (grupo Fuajasita)		
Zeolita	TO₄	Si/Al	Zeolita	TO₄	Si/Al	Zeolita	TO₄	Si/Al
Li-ABW	8		Bikitaira	9		Linde	24	
Filipsita	16		Dischiardira	24		Rho	46	
Harmotoma	16		Epistilbita	24	4 a 7	ZK5	96	1 a 3
Gismondina	16		Ferrierita	36		Fuajasita	192	
Na-P	16	1 a 3	Modernita	48		Paulingita	672	
Amicita	16		ZSM-5	96	<20	Linde N	768	
Garronita	16		ZSM-11	96				
Yugawaralita	16							
Merlionita	32							
Grupo C4 - C4 (grupo Analcima)			Grupo C6 (grupo Chabazita)			Grupo C4-C4-T1 (grupo Helandita)		
Analcita	48		Sodalita	12		Brewsterita	16	
Leucita	48	1 a 3	Cancrinita	12		Heulandita	36	
Wairakita	48		Ofrerita	18	2,5 a 4	Estibita	72	2,2 a 5
A	48		Losod	24		Stellerita	72	
Grupo C4 - T1 (grupo Notrolita)			Gmelinita	24		Barretita	72	
Edingtinita	10		Liotita	36		Grupo C8 (grupo Laumontita)		
Gonnadita	20		Chabazita	36		Laumontita	24	1 a 2
Thomsonita	40	1 a 2	Mazzita	36				
Natrolita	40		Erionita	36				
Scolecita	40		Aghanita	48				
Mesolita	120		Levynita	54				

Nota: esta tabla muestra la clasificación estructural de las zeolitas Según Meier, 1968. Modificado por Costafreda (2014, pp. 20-26).

Asimismo, la tabla 4 presenta una clasificación de las zeolitas de origen natural, las cuales se encuentran en distintos tipos de depósitos geológicos. A diferencia de las zeolitas sintéticas, estas variedades naturales contienen cationes intercambiables como Na⁺, Ca²⁺, K⁺ y Mg²⁺. No obstante, mantienen propiedades fundamentales como la alta capacidad de intercambio iónico, una estructura porosa bien definida y una considerable área superficial específica, que las hacen útiles en múltiples aplicaciones tecnológicas y ambientales (Rodríguez Valdivia, 2016, p. 29).

Tabla 4*Zeolitas naturales con su proporción molar de Si/Al*

Zeolita	Proporción molar Si/Al
Analcima	1,4 - 3,0
Chabasita	1,4 – 4,3
Clinoptilolita	2,7 – 5,7
Erionita	2,3 – 3,4
Heulandita	4,0 – 6,1
Laumontita	1,3 – 3,3
Modernita	4,17 – 5,0
Phillipsita	1,7 – 3,3
Natrolita	1,5

Fuente: Adaptado de Margeta (2013)

Dependiendo de la cantidad de átomos de oxígeno que constituyen anillos o poros que penetran en el espacio intracristalino, las zeolitas se dividen en los tipos que se presentan en la tabla 5.

Tabla 5*Tipología de zeolitas según el diámetro de poro*

Zeolita	Átomos de O que forman la abertura	Diámetro de poro (θ Å)	Ejemplos
Poros extragrandes	18	$\theta > 9$	MCM-9, VPI-5
Poros grandes	12	$6 < \theta < 9$	Y, β , Ω
Poros medianos	10	$5 < \theta < 6$	ZSM-5, ZSM-11
Poros Pequeños	8	$3 < \theta < 5$	Erionita, A

Nota: Adaptado del Instituto Nacional de Investigaciones Nucleares, Dpto. de Química, María Teresa Olgún citado por Rodríguez Valdivia (2016, p. 30).

2.2.9. Propiedades

Las zeolitas se han estudiado durante mucho tiempo y se utilizan en las industrias petroquímica, farmacéutica y de detergentes, entre otras. Dependiendo de la composición

química y mineralógica de la zeolita se han encontrado diferentes propiedades que difieren según el tipo de zeolita, pero comparten algunas propiedades comunes. Estas son algunas de las principales propiedades de las zeolitas:

A. Tamiz Molecular

Debido a que la estructura de las zeolitas contiene canales abiertos que facilitan la entrada y salida de moléculas o iones del espacio intracrystalino, y el diámetro de los canales abiertos controla el tamaño de entrada y salida, admitiendo el paso de las partículas, las zeolitas actúan como tamices moleculares, se excluyen las partículas más pequeñas que el tamaño de poro de la zeolita, pero más grandes que el tamaño de poro de la zeolita. La estructura cristalina de las zeolitas está compuesta por una red de canales interconectados que se encuentran abiertos, lo que permite el tránsito de iones o moléculas hacia y desde el interior del material. Esta característica estructural concede a las zeolitas la capacidad de funcionar como tamices moleculares, ya que el diámetro efectivo de sus canales regula el paso de especies en función de su tamaño. De este modo, solo las partículas con un tamaño inferior al de los poros pueden ingresar al sistema, mientras que aquellas de mayor dimensión son rechazadas, otorgando selectividad al proceso (Benavent Oltra, 2015).

B. Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC)

Las unidades de construcción primaria (PBU) de las zeolitas son estructuras tetraédricas de SiO_4 y AlO_4 . Estos se combinan a través de iones de oxígeno para formar unidades de construcción secundarias (SBU), que luego se fusionan para formar la estructura cristalina 3D de la zeolita. Reemplazar Al con Si crea una carga negativa en la estructura de la zeolita,

que se equilibra con cationes de metales alcalinos y alcalinotérreos. La carga negativa neta generada en los extremos de la zeolita se equilibra con iones metálicos activos como Na^+ , K^+ , Ca^{2+} y Mg^{2+} . Estos cationes permanecen bastante sueltos y pueden intercambiarse fácilmente entre las zeolitas (Z) en la solución de contacto. Las propiedades de intercambio iónico de las zeolitas se utilizan ampliamente en detergentes, aguas residuales y tratamiento de aguas duras e inclusive para los contaminantes del aire. (Derbe et al., 2021, p. 13)

C. Adsorción

La adsorción es un proceso de transferencia de masa ampliamente utilizado en la práctica para eliminar sustancias de fluidos (gases o líquidos) y generalmente puede definirse como el enriquecimiento de una sustancia química líquida en una superficie líquida o sólida. El uso de arcillas y zeolitas como constituyentes adsorbentes en la remoción de metales pesados presenta múltiples ventajas, entre las que destacan su elevada capacidad de adsorción y de intercambio iónico, su baja permeabilidad, su habilidad para expandirse en contacto con el agua, así como su notable estabilidad tanto química como física, además de contar con una amplia superficie específica que favorece la interacción con los contaminantes (Ismadji et al., 2015, pp. 253-255).

La adsorción de metales pesados es un procedimiento complejo que manifiesta la tendencia de las especies arcillosas a formar enlaces covalentes. El grado de eliminación de metal no es únicamente una función de la capacidad de intercambio catiónico de la arcilla, sino que involucra varios procesos que incluyen la complejación de la superficie (esfera interna directa o esfera externa indirecta), el intercambio iónico y la precipitación de la superficie.

Los complejos superficiales se generan en el contexto de la adsorción específica y se desarrollan principalmente en los bordes de la estructura de la capa de arcilla, donde se establecen enlaces directos con cationes metálicos. En estos procesos, tanto los grupos hidroxilo superficiales como los átomos de oxígeno intervienen mediante interacciones iónicas y covalentes. En consecuencia, la adsorción de aniones metálicos puede tener lugar en múltiples sitios activos dentro de la superficie de las partículas de arcilla, y dichos sitios varían dependiendo del tipo de metal involucrado (Carbonel, 2018, p. 255).

2.2.10. Aplicación de zeolitas

Debido a sus propiedades únicas, las zeolitas se utilizan en una amplia escala de aplicaciones, tales como la capacidad de absorción, purificación de agua, actividad de coagulación, separación de membranas y actividad antimicrobiana. Estos están relacionados con su porosidad y diversidad estructural, tamaño y forma uniforme de los poros, movilidad catiónica y la naturaleza hidrófila e hidrófoba del absorbente. Hoy en día, las zeolitas todavía se utilizan en una diversidad de aplicaciones para resolver problemas ambientales, científicos e industriales (Derbe et al., 2021, p. 9).

Debido a sus propiedades y características, las zeolitas se utilizan tanto en aplicaciones industriales como medioambientales. El principal uso industrial es en la agricultura, y las zeolitas también se usan comúnmente para la desalinización del suelo y como pesticidas.

A. Tratamiento del agua

Las zeolitas se utilizan en la purificación de aguas residuales de diversas fuentes como aguas residuales naturales, efluentes industriales, efluentes agrícolas, efluentes municipales y líquidos de desecho que contienen iones metálicos del procesamiento de metales, que contienen iones metálicos de Sb, Cr, Cu, Pb, Zn, Co, y Ni (Derbe et al., 2021, p. 13). Hoy en día, las zeolitas han jugado un papel importante en el tratamiento de aguas residuales, en

la producción industrial, en el tratamiento de aguas duras y en procesos catalíticos debido a su porosidad interna y externa.

2.3. Definición de términos básicos

2.3.1. Zeolita

Las zeolitas naturales tienen semejanzas químicas con arcilla, aunque se diferencian estructuralmente, por poseer una red espacial intermolecular de tres dimensiones, a diferencia de la arcilla, que se apilan en estructuras tetraédricas y octaédricas con enlaces más débiles entre sí (Ismadji et al., 2015).

2.3.2. Drenaje Ácido de Mina (DAM)

El drenaje ácido de mina es el agua contaminada generada por las actividades mineras, tanto superficiales como subterráneas. Esta se caracteriza por su elevada acidez, alta concentración de sulfatos y presencia significativa de metales pesados, como hierro, aluminio y manganeso. La notable cantidad de hierro oxidado le otorga frecuentemente un color rojizo distintivo (Colque-Leey et al., 2022, p. 3).

2.3.3. pH

Es una medida de la acidez del agua, expresada en una escala que varía de 1 a 14. En esta escala, un valor de 1 representa condiciones de acidez máxima, mientras que un valor de 14 corresponde a una alcalinidad extrema. Un pH de 7 indica neutralidad y es considerado el estado ideal (Baird, 2014).

Matemáticamente, el pH se define como el logaritmo negativo de la concentración de iones hidrógeno en la solución, se muestra en la ecuación (1).

$$pH = -\log[H^+] \dots\dots\dots Ec. 1$$

2.3.4. Alcalinidad.

La alcalinidad se describe la capacidad del agua para contrarrestar los ácidos. Esta propiedad se atribuye a la presencia de compuestos como hidróxidos (OH^-), carbonatos (CO_3^{2-}), bicarbonatos (HCO_3^-) derivados de elementos como calcio, sodio, magnesio, potasio y amonio. Es importante destacar que los bicarbonatos de calcio y magnesio son los principales responsables de la alcalinidad en la mayoría de los casos (Baird & Cann, 2014).

2.3.5. Metales

Los metales presentes en drenaje ácido de mina (DAM) generalmente son metales pesados que usualmente con densidad mayor a 5 g/cm^3 , no degradables naturalmente, durante mucho tiempo, y presentan toxicidad incluso en bajas concentraciones (Abdel-Rahman, 2022, p. 420).

CAPÍTULO III

MATERIALES Y MÉTODOS

3.1. Ubicación Geográfica del Ámbito de Estudio

El material de estudio se basó en muestras de drenaje ácido de mina recolectadas de un pasivo ambiental minero situado en el distrito de Hualgayoc, provincia de Hualgayoc, región Cajamarca, Perú. Este sitio se encuentra a una altitud que oscila entre los 3515 y 3716 metros sobre el nivel del mar (figura 3 y figura 4), aproximadamente a 88 km al norte de la ciudad de Cajamarca y a 29 km al oeste de Bambamarca. Para asegurar la precisión en la localización del área de muestreo, se empleó georreferenciación y se registró la identificación del punto de muestreo, cuyo detalle se presenta en la tabla 6.

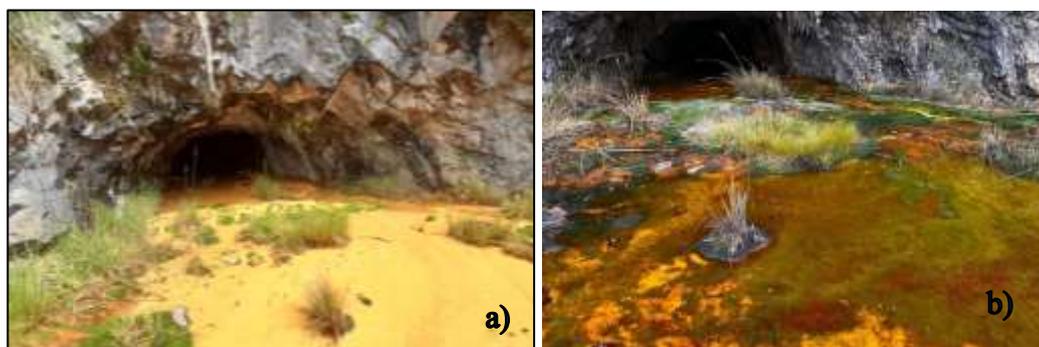
Tabla 6

Puntos de muestreo georreferenciado

Parámetro	Punto de Muestreo	Coordenadas
Concentración de hierro, cobre y zinc (mg/L)	P1	Longitud este: 76°38'76'' Latitud Sur: 06°45'33''

Figura 3

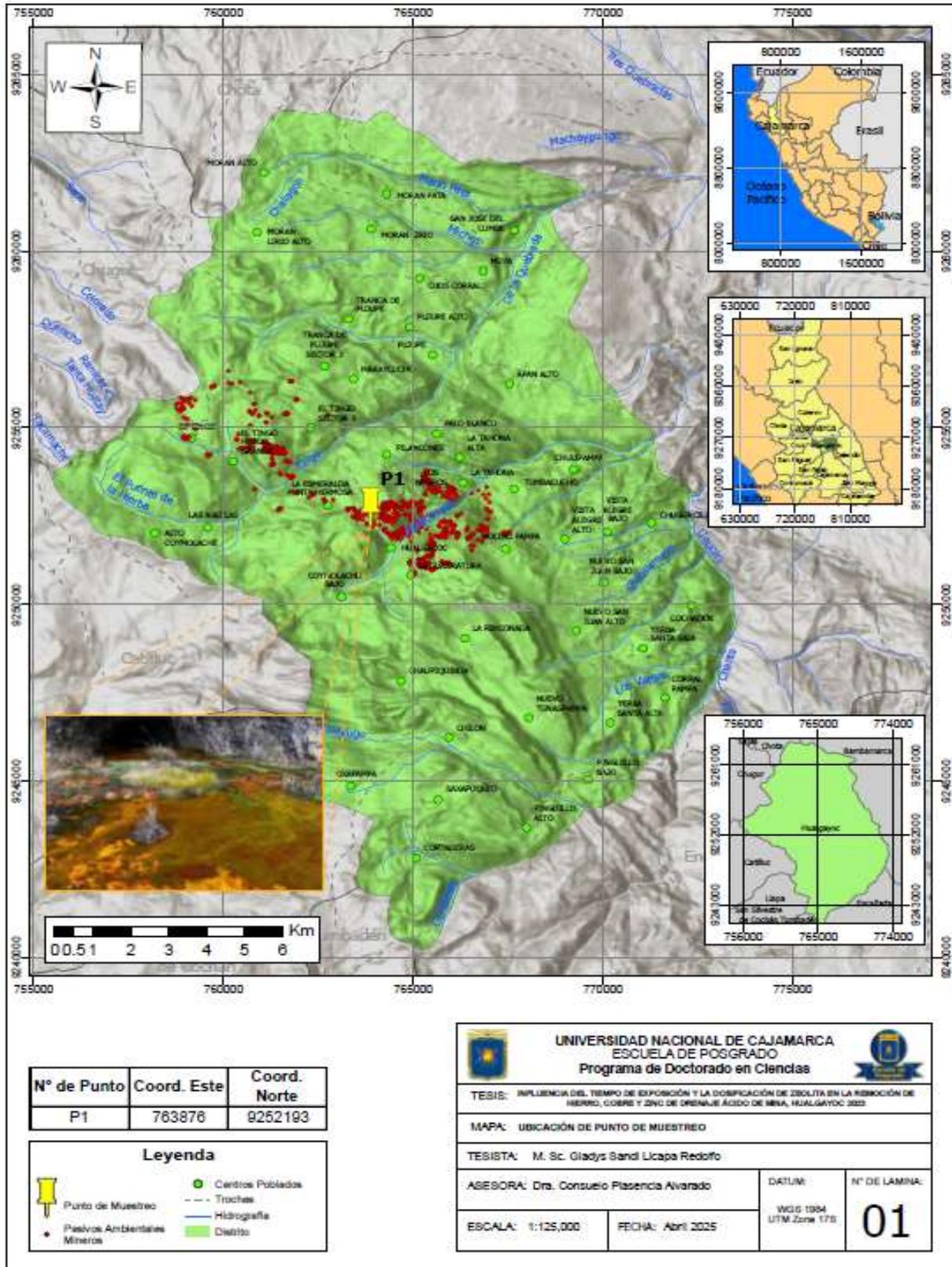
Ubicación del pasivo ambiental de Hualgayoc con presencia de DAM.



a) DAM en época de lluvia (izquierda) b) DAM en época de estiaje (derecha)

Figura 4

Ubicación de la zona de muestreo de drenaje ácido de mina



3.2. Descripción del Diseño de la Investigación

Según su propósito, la investigación se enmarca en el nivel aplicado, ya que busca generar soluciones prácticas a una problemática específica como es la contaminación de cuerpos de agua por drenaje ácido de mina. En cuanto al diseño metodológico, corresponde a un estudio de tipo experimental, al involucrar la manipulación controlada de variables tiempo de contacto y la dosis de zeolita para evaluar sus efectos en las concentraciones de hierro, cobre y zinc en drenaje ácido de mina. Respecto a la dimensión temporal, se clasifica como una investigación de corte transversal, dado que la recolección y análisis de datos se realiza en un único momento en el tiempo.

El diseño de investigación experimental, en el que las variables se manipulan a través de procesos secuenciales, demostrativos y analítico; según el tipo de estudio es de corte transversal porque se miden y asocian las variables en más de una ocasión, es de nivel explicativo donde se mide el resultado producido por la variable independiente (tiempo de exposición y dosificación de zeolita), sobre la variable dependiente (concentración hierro, zinc y cobre en drenaje ácido de mina); en una relación causa - efecto, acopiando y cotejando los resultados obtenidos en diversos momentos de una misma población con la intención de establecer la conducta y probar las teorías (Hernández - Sampieri, R. & Mendoza, C, 2018).

a) Diseño Experimental.

Con el propósito de demostrar la hipótesis formulada, se empleó un diseño experimental factorial que contempló siete niveles para el tiempo de exposición, cada uno con tres

réplicas, así como tres niveles para la dosificación de zeolita. Asimismo, se establecieron siete niveles, también con tres réplicas por nivel, para las concentraciones de cobre, hierro y zinc, incluyendo una muestra control sin tratamiento (testigo). La estructura matricial correspondiente a cada uno de los niveles evaluados se detalla en las tablas 7, 8, 9, 10 y 11.

Tabla 7

Niveles de la variable independiente 1. Tiempo de exposición

Niveles	Tiempo de exposición (min)
t ₁	30
t ₂	60
t ₃	120
t ₄	180
t ₅	240
t ₆	300
t ₇	360

Tabla 8

Niveles de la variable independiente 2. Dosis de zeolita

Niveles	Dosis (g)
d ₁	10
d ₂	20
d ₃	30

Tabla 9*Modelo matricial para el experimento factorial de [Fe]*

Niveles	d1			d2			d3		
	1	2	3	1	2	3	1	2	3
t1	M ₁₁	M ₁₂	M ₁₃	M ₁₁	M ₁₂	M ₁₃	M ₁₁	M ₁₂	M ₁₃
t2	M ₂₁	M ₂₂	M ₂₃	M ₂₁	M ₂₂	M ₂₃	M ₂₁	M ₂₂	M ₂₃
t3	M ₃₁	M ₃₂	M ₃₃	M ₃₁	M ₃₂	M ₃₃	M ₃₁	M ₃₂	M ₃₃
t4	M ₄₁	M ₄₂	M ₄₃	M ₄₁	M ₄₂	M ₄₃	M ₄₁	M ₄₂	M ₄₃
t5	M ₅₁	M ₅₂	M ₅₃	M ₅₁	M ₅₂	M ₅₃	M ₅₁	M ₅₂	M ₅₃
t6	M ₆₁	M ₆₂	M ₆₃	M ₆₁	M ₆₂	M ₆₃	M ₆₁	M ₆₂	M ₆₃
t7	M ₇₁	M ₇₂	M ₇₃	M ₇₁	M ₇₂	M ₇₃	M ₇₁	M ₇₂	M ₇₃

Donde:

M : Medición a efectuar.

t₁...t₇ : Tiempo de exposición (minutos).d₁...d₃ : Dosis de zeolita (gramos).

En el estudio realizado se considera como:

- Variable independiente 1 : Tiempo de exposición.
Niveles (minutos) : 30, 60, 120, 180, 240, 300, 360
- Variable independiente 2 : Dosis de zeolita.
Niveles (gramos) : 10, 20 y 30
- Variable dependiente 1:
Variable : Concentración de hierro

Tabla 10*Modelo matricial para el experimento factorial de [Cu]*

Niveles	d1			d2			d3		
	1	2	3	1	2	3	1	2	3
t₁	N ₁₁	N ₁₂	N ₁₃	N ₁₁	N ₁₂	N ₁₃	N ₁₁	N ₁₂	N ₁₃
t₂	N ₂₁	N ₂₂	N ₂₃	N ₂₁	N ₂₂	N ₂₃	N ₂₂	N ₂₃	N ₂₃
t₃	N ₃₁	N ₃₂	N ₃₃	N ₃₁	N ₃₂	N ₃₃	N ₁₃	N ₁₄	N ₃₃
t₄	N ₄₁	N ₄₂	N ₄₃	N ₄₁	N ₄₂	N ₁₆	N ₁₄	N ₁₅	N ₄₃
t₅	N ₅₁	N ₅₂	N ₅₃	N ₅₁	N ₅₂	N ₅₃	N ₅₁	N ₅₂	N ₅₃
t₆	N ₆₁	N ₆₂	N ₆₃	N ₆₁	N ₆₂	N ₆₃	N ₆₁	N ₆₂	N ₆₃
t₇	N ₇₁	N ₇₂	N ₇₃	N ₇₁	N ₇₂	N ₇₃	N ₇₁	N ₇₂	N ₇₃

Donde:

N : Medición a efectuar.

t₁...t₇ : Tiempo de exposición (minutos).d₁...d₃ : Dosis (gramos).

En el estudio realizado se considera como:

- Variable independiente : Tiempo de exposición.
Niveles (minutos) : 30, 60, 120, 180, 240, 300, 360
- Variable dependiente 2 :
Variable : Concentración de cobre.

Tabla 11*Modelo matricial para el experimento factorial de [Zn]*

Niveles	d1			d2			d3		
	1	2	3	1	2	3	1	2	3
t1	Q ₁₁	Q ₁₂	Q ₁₃	Q ₁₁	Q ₁₂	Q ₁₃	Q ₁₁	Q ₁₂	Q ₁₃
t2	Q ₂₁	Q ₂₂	Q ₂₃	Q ₂₁	Q ₂₂	Q ₂₃	Q ₂₁	Q ₂₂	Q ₂₃
t3	Q ₃₁	Q ₃₂	Q ₃₃	Q ₃₁	Q ₃₂	Q ₃₃	Q ₃₁	Q ₃₂	Q ₃₃
t4	Q ₄₁	Q ₄₂	Q ₄₃	Q ₄₁	Q ₄₂	Q ₄₃	Q ₄₁	Q ₄₂	Q ₄₃
t5	Q ₅₁	Q ₅₂	Q ₅₃	Q ₅₁	Q ₅₂	Q ₅₃	Q ₅₁	Q ₅₂	Q ₅₃
t6	Q ₆₁	Q ₆₂	Q ₆₃	Q ₆₁	Q ₆₂	Q ₆₃	Q ₆₁	Q ₆₂	Q ₆₃
t7	Q ₇₁	Q ₇₂	Q ₇₃	Q ₇₁	Q ₇₂	Q ₇₃	Q ₇₁	Q ₇₂	Q ₇₃

Donde:

Q : Medición a efectuar.

t₁...t₇ : Tiempo de exposición (minutos).d₁...d₃ : Dosis (gramos).

En el estudio realizado se considera como:

- Variable independiente : Tiempo de retención.
Niveles (minutos) : 30, 60, 120, 180, 240, 300, 360.
- Variable dependiente 3 :
Variable : Concentración de zinc.

Con el fin de llevar a cabo esta validación, se mantuvieron constantes los siguientes aspectos:

Sistema de tratamiento : tipo batch.

Composición química de la zeolita : Homogénea.

3.3. Población, Muestra y Unidad de Análisis

3.3.1 Población

La población objeto de estudio fue compuesta por todas las aguas ácidas (DAM) generadas por los pasivos mineros en Hualgayoc.

3.3.2 Muestra

La muestra estuvo compuesta por 50 litros de drenaje ácido de mina procedente del pasivo minero en Hualgayoc, los cuales fueron recolectados en el mes de junio de 2023. Estos fueron utilizados para evaluar diferentes sistemas de tratamiento.

3.3.3 Unidades de tratamiento

Se extrajeron 1000 mL de muestra para cada uno de los sistemas de tratamiento en sistema batch, incluyendo el sistema de tratamiento control, con el fin de implementar la unidad experimental.

3.3.4 Unidad de análisis

Para el análisis, se utilizaron alícuotas de 50 mL obtenidas en distintos tiempos de exposición del sistema de tratamiento tipo batch, las cuales constituyeron la unidad de análisis.

3.4. Materiales y métodos

3.4.1. Materiales

La presente investigación se desarrolló en tres fases:

A. Campo

- a) Se utilizó, envases de plásticos de 50 litros para recolectar la muestra; cajas conservadoras (coolers), bolsas refrigerantes; HNO_3 cc para la preservación de muestras; frascos de polietileno de 1; 0.5 litros y multiparámetro Hach para medir pH en campo.
- b) Otros materiales: Guantes de látex, plumón marcador, libreta de campo botas de jebe, tablero, lapicero, GPS, cinta adhesiva y cámara fotográfica.

B. Laboratorio

- a) **Materiales de Laboratorio**, se utilizaron los siguientes equipos, materiales y reactivos: Espectrofotómetro de Absorción Atómica usado en análisis de muestras; Multiparámetro Hach; Balanza Analítica; Plancha eléctrica; Calculadora; Cámara fotográfica; Beakers 150 mL y 1000 mL, matraces aforados de 100 mL y 50 mL, pipetas volumétricas y graduadas de 5 mL y 10 mL, matraces erlenmeyer de 125 y 250 mL y frasco lavador.
- b) **Reactivos**: Los reactivos utilizados fueron de grado reactivo y/o para análisis: HCl; HNO_3 , KClO_4 y agua destilada.
- c) **Estándares**: Soluciones estándares monoelementales de Fe, Cu y Zn de 1000 mg/L.

C. Gabinete

Laptop, calculadora, impresora, material de escritorio, libreta de apuntes.

3.4.2. Métodos utilizados

Para el logro de los objetivos trazados, la presente investigación se ejecutó en tres fases: campo, laboratorio y gabinete, por lo tanto, la metodología aplicada también se detalla en ese orden a continuación:

3.4.2.1. Trabajo de Campo

A. Colecta de muestras de drenaje ácido de mina

La selección del punto de muestreo fue intencional para conseguir las muestras de drenaje ácido de mina que presenta concentraciones altas de metales propuestos en la investigación.

Seguido de un análisis previo de la muestra, se registra con GPS la estación de muestreo elegido para la colecta de drenaje ácido de mina con un muestreo manual, teniendo en cuenta las normas técnicas peruanas:

- a) NTP ISO 5667 -14:2009 (revisada al 2018). Calidad del Agua. Muestreo. Parte 14: Guía para el aseguramiento de la calidad del muestreo del ambiente y su manipulación.
- b) NTP ISO 5667 -3:2001 (revisada al 2018). Calidad de Agua. Muestra Parte 3. Guía para la preservación y manejo de muestras.
- c) Resolución Jefatural N° 010-2016-ANA, Protocolo Nacional para el Monitoreo de la Calidad de los Recursos Hídricos Superficiales, que manifiesta los procedimientos para la toma de muestras, preservación, conservación, transporte, almacenamiento y recepción de agua superficiales, seguidamente se realizó en análisis en el laboratorio de los parámetros sin tratamiento.

3.4.2.2. Trabajo de Laboratorio

La fase laboratorio para el análisis de metales totales como el cobre, hierro y zinc se realizaron en el laboratorio de mineralogía de la Universidad Privada del Norte, los ensayos químicos fueron realizados por la tesista de acuerdo con el protocolo establecido para análisis de metales y validado. (Licapa-Redolfo, 2015, pp. 86-93).

- A. *Preservación de las muestras:*** Las muestras fueron preservadas con una solución al 1% de ácido nítrico hasta llegar a un $\text{pH} \leq 2$.
- B. *Análisis de pH:*** El procedimiento de medición del pH se realizó utilizando un pH-metro calibrado, conforme a la siguiente secuencia operativa para garantizar la exactitud y precisión de los resultados:
- a) Realizar la calibración de multiparámetro portátil Hach utilizando tres soluciones buffer a temperatura ambiente. Iniciar con la solución tampón de pH 4, sumergiendo el electrodo y ajustando la lectura conforme a las indicaciones del manual del fabricante. Posteriormente, enjuagar el electrodo con agua destilada, secarlo cuidadosamente, lavar y repetir el proceso con la solución buffer de pH 7. Finalmente, realizar la misma operación con la solución tampón de pH 10. Una vez completada la secuencia, guardar la calibración.
 - b) Mida 50 mL de cada muestra completamente homogeneizada en un vaso de precipitado, coloque el electrodo de manera que no toque el fondo ni las paredes del vaso de precipitado y registre el valor de pH.

C. **Análisis de Fe, Cu y Zn:** Después de la homogeneización, se tomó una alícuota de 50 mL de cada muestra y se siguió el protocolo especificado para cada elemento (Licapa-Redolfo, 2015, pp. 86-93), para la determinación cuantitativa se utilizó un instrumento de absorción atómica de Agilent Technologies, modelo 240FS.

D. **Tratamiento de la información:** Los datos se recopilaron utilizando un formato de registro Excel.

3.4.2.3. Trabajo de Gabinete

Para el desarrollo del estudio se efectuó una revisión exhaustiva de fuentes bibliográficas especializadas, que incluyeron libros, artículos científicos, trabajos de investigación, tesis académicas provenientes de repositorios universitarios, así como bases de datos científicas indexadas como Elsevier Journals, Science Direct y Web of Science. Asimismo, se consultaron normativas técnicas relacionadas con la calidad del agua, métodos estandarizados para el análisis de metales pesados y regulaciones ambientales pertinentes, etc. Por otro lado, la información obtenida como resultado del análisis cuantitativo se procesa y expresa en concentraciones y porcentajes de remoción. Los parámetros calculados son:

En la ecuación 2 se muestra el cálculo de concentración de Fe, Cu y Zn

$$\frac{mg}{L} [Me] = (L - Bk) * f \dots\dots\dots Ec. 2$$

Donde:

mg/L [Me] = concentración de hierro expresada en mg de metal por litro.

[Me] = metal que puede ser Fe, Cu, Zn, etc.

L = lectura de la muestra en mg/L.

Bk = Lectura del blanco reactivo sometido al mismo proceso.

f = Factor de dilución.

En la ecuación 3, se presenta el porcentaje de remoción de Fe, Cu y Zn

$$\%R = \left(\frac{C_i - C_f}{C_i} \right) * 100 \dots \dots \dots \text{Ec. 3}$$

Donde:

%R: porcentaje de remoción.

C_i : Concentración inicial de hierro (Fe), cobre (Cu) y zinc (Zn) en el drenaje ácido de mina, antes de la aplicación del tratamiento.

C_f : Concentración final de hierro (Fe), cobre (Cu) y zinc (Zn) en el drenaje ácido de mina, registrada después de la aplicación de cada tratamiento.

3.4.3. Técnicas:

Se utilizaron métodos estandarizados para el análisis de agua potable y aguas residuales, que se muestran en la tabla 12, para determinar las concentraciones de cobre, hierro y zinc en el drenaje ácido de mina.

Tabla 12

Técnicas utilizadas en la investigación

Parámetro	Unidad de medición	Instrumento	Metodología
pH	pH	pH-metro	Ed.2017. Turbidity. Nephelometric Method.
			SMEWW-APHA-AWWA-WEF. Part 4500-H+B.23rd
Metales totales	mg/L	Espectrofotómetro de absorción atómica (EAA)	Ed.2017. pH Value: Electrometric Method
			EPA Method 200.7 Rev. 4.4.1994 (VALIDADO) 2017: Determination of metals and trace elements in water and wastes by Inductively Coupled Plasma - Atomic Emission Spectrometry

3.4.3. Técnicas para el procesamiento y análisis de los datos

Las fichas técnicas se utilizaron para toma de datos, de la medición en instrumentos de los diferentes parámetros de estudio. La información de los análisis de concentración de hierro, cobre y zinc se procesa y se muestra en forma de concentración y porcentaje de remoción. Para el procesamiento estadístico de los resultados se utilizó estadística descriptiva y para confirmar la hipótesis del modelo experimental se utilizó un diseño completamente aleatorizado con 21 tratamiento y 3 réplicas en un arreglo factorial 3 x 7, es decir se utilizó el software estadístico Minitab 22 para realizar el análisis de varianza de dos factores (ANOVA).

CAPÍTULO IV

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. Caracterización de drenaje ácido de mina sin tratamiento y con tratamiento

4.1.1. Caracterización de drenaje ácido de mina sin Tratamiento

La caracterización de drenaje ácido de mina sin tratamiento se muestra en la tabla 13, las concentraciones de hierro, zinc y cobre por triplicado, estos resultados nos permitieron evaluar la calidad del agua que permite comparar con los Límites Máximos Permisibles (LMP), para la descarga de efluentes líquidos de actividades minero-metalúrgicas, establecido por el Decreto Supremo N° 010-2010 (MINAM, 2010), en ese sentido las concentraciones de hierro y zinc superan los LMP y el cobre está dentro del parámetro establecido, no obstante, es importante señalar que la propuesta de tratamiento con zeolita natural es adecuada para abordar un pasivo ambiental con altas concentraciones de hierro y zinc.

Tabla 13

Concentración inicial de hierro, zinc y cobre en el DAM

Elementos	Unidad	LDM	LCM	Concentración de metales totales		
				pH= 2.37 matriz natural		
				A	B	C
Hierro (Fe)	mg/L	0.001	0.002	24.909	24.910	24.908
Zinc (Zn)	mg/L	0.0001	0.0002	17.213	17.198	17.229
Cobre (Cu)	mg/L	0.0001	0.0002	0.202	0.201	0.204

4.1.2. Concentración de hierro (mg/L)

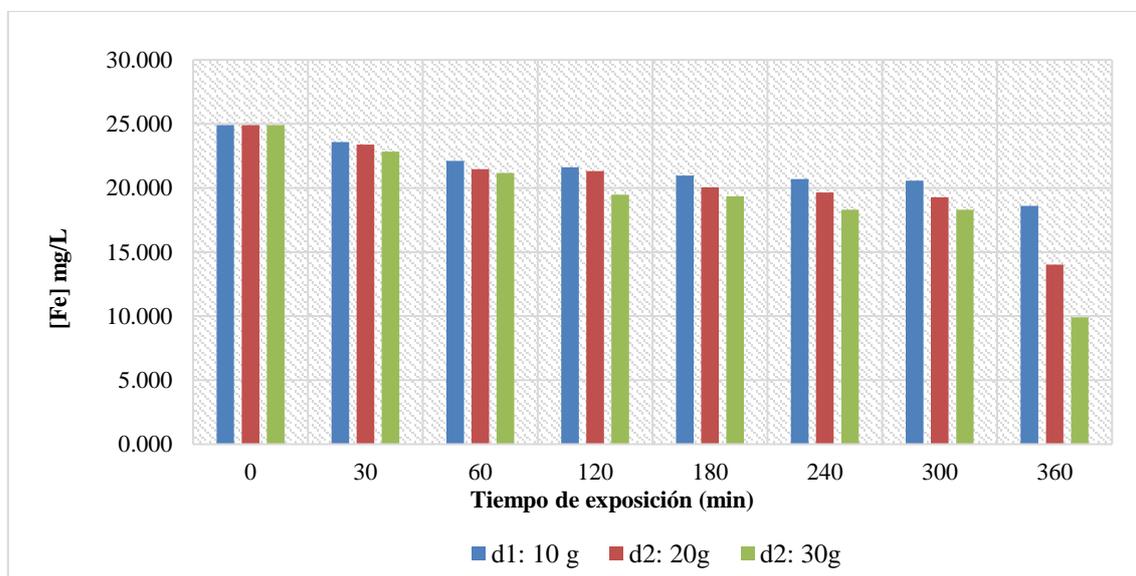
Tabla 14

Resultados de concentración de hierro (mg/L) en los diferentes tratamientos

Tratamientos	Dosis (g)	d1	d2	d3
	Tiempo (min)	Concentración de Fe (mg/L)		
T1	30	23.598	23.389	22.834
T2	60	22.118	21.463	21.176
T3	120	21.628	21.313	19.467
T4	180	20.985	20.044	19.354
T5	240	20.712	19.653	18.313
T6	300	20.579	19.283	18.300
T7	360	18.595	14.014	9.909

Figura 5

Concentración de hierro en el DAM a diferentes tratamientos



En la tabla 14 y figura 5, se observa que, en las etapas iniciales, las muestras con 10 gramos de zeolita parecen ser más efectivas en la reducción de concentración de hierro. Esto podría deberse a una mayor tasa de adsorción inicial (Ismadji et al., 2015). Sin embargo, a medida que pasa el tiempo, la remoción de Fe en el drenaje ácido de mina con 30 g de zeolita

se mantiene como la dosis más efectiva, lo que sugiere que una mayor cantidad de zeolita proporciona más sitios activos para la adsorción de hierro, resultando en una mayor disminución de la concentración de Fe. Por consiguiente los hallazgos de Ďuricová et al. (2024) manifestaron que la dosis de zeolita en un tanque de tratamiento y la concentración son los factores que limitan la remoción de metales como el Fe, especialmente cuando el contenido de estos metales es alto.

En ese sentido el uso de zeolita natural en la reducción de las concentraciones de hierro en drenaje ácido de mina es moderado, con una mayor cantidad de zeolita (30 g) muestra mayor reducción a mayor tiempo de exposición. Esto indica que la cantidad de zeolita a utilizar puede ser optimizada en función del tiempo disponible para el tratamiento y la concentración inicial de metales en matrices como agua.

4.1.3. Concentración de cobre (mg/L)

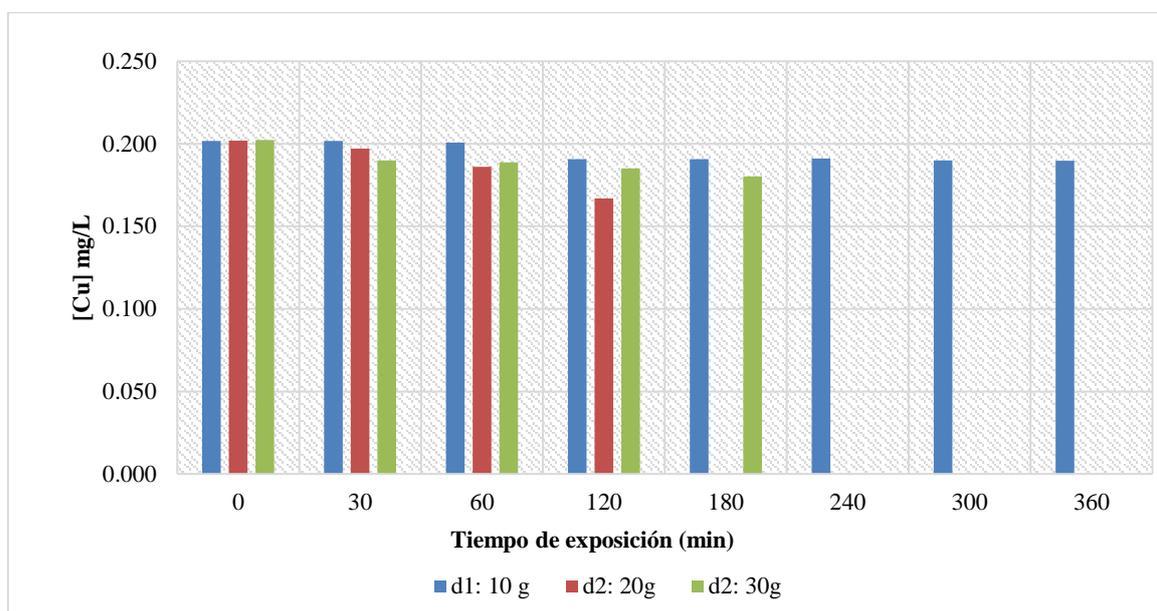
Tabla 15

Resultados de concentración de cobre en los diferentes tratamientos

Tratamientos	Dosis (g)	d1	d2	d3
	Tiempo (min)	Concentración de Cu (mg/L)		
T1	30	0.202	0.197	0.190
T2	60	0.201	0.186	0.189
T3	120	0.191	0.167	0.185
T4	180	0.191	<LDM	0.180
T5	240	0.191	<LDM	<LDM
T6	300	0.190	<LDM	<LDM
T7	360	0.190	<LDM	<LDM

Figura 6

Concentración de cobre en el DAM a diferentes tratamientos



En la tabla 15 y figura 6, se muestran que, en las etapas iniciales, las muestras con 20 g y 30 g de zeolita son más eficientes en la reducción de concentración de Cu. En ese sentido Dube et al. (2024) manifiestan que una mayor cantidad de zeolita proporciona más sitios activos para la adsorción de cobre desde el inicio. Asimismo, el uso de zeolita natural presenta reducciones eficientes en las concentraciones de cobre en soluciones contaminadas con este metal; para mayor cantidad de zeolita (30 g) se muestran con mayor eficiencia en todos los tiempos de exposición. También, las cantidades menores (10 g y 20 g) presentan variaciones de concentración aceptables, especialmente en las etapas iniciales del tratamiento. Este hallazgo es fundamental sobre cómo la dosificación influye en la eficiencia del tratamiento, permitiendo establecer parámetros críticos para maximizar la capacidad de remoción en sistemas contaminados.

Varios investigadores han desarrollado estudios similares, lo que indica que la cantidad de zeolita a utilizar puede ser optimizada en función del tiempo disponible para el tratamiento y la concentración inicial de contaminantes, este hallazgo es respaldado por la investigación de Kyziol-Komosinska et al (2015); Dube et al. (2024) y Ďuricová et al. (2024), quienes demostraron que las zeolitas poseen una excelente capacidad de adsorción de iones Cu (II) tanto en bajas como en altas concentraciones.

4.1.3. Concentración de zinc (mg/L)

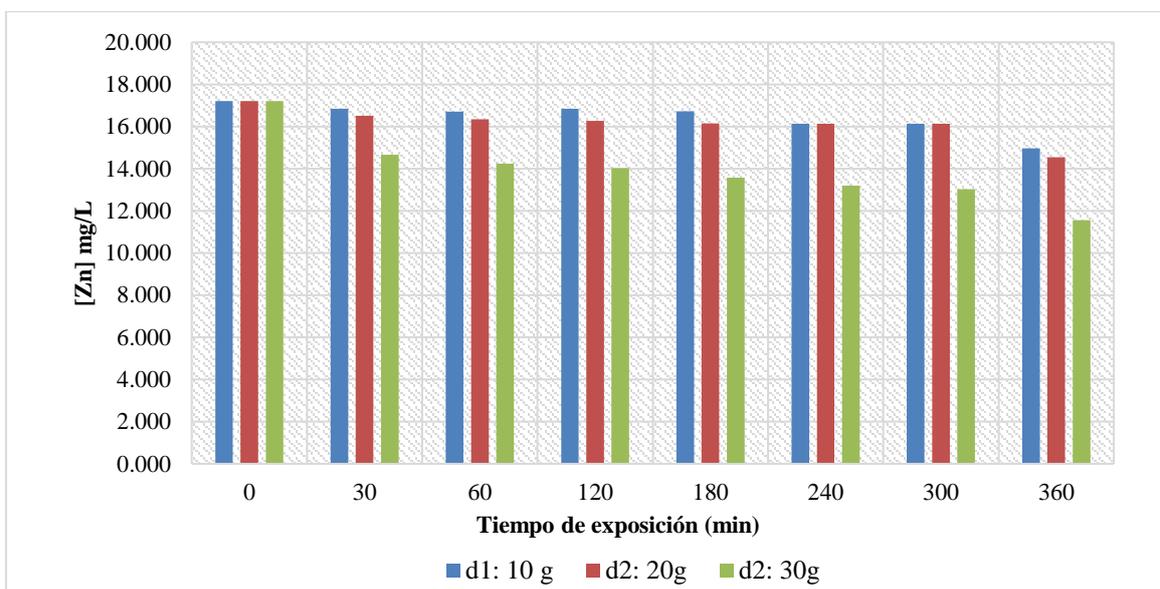
Tabla 16

Resultados de concentración de Zinc en los diferentes tratamientos

Tratamientos	Dosis (g)	d1	d2	d3
	Tiempo (min)	Concentración de Zn (mg/L)		
T1	30	16.842	16.517	14.664
T2	60	16.715	16.351	14.246
T3	120	16.843	16.264	14.030
T4	180	16.721	16.152	13.569
T5	240	16.142	16.134	13.191
T6	300	16.128	16.132	13.029
T7	360	14.976	14.542	11.560

Figura 7

Concentración de zinc en el DAM a diferentes tratamientos



En la tabla 16 y la figura 7, se observa que en los primeros 60 minutos, las muestras con 30 g de zeolita parecen ser más efectivas en la reducción de la concentración de Zn. Esto sugiere que una mayor cantidad de zeolita proporciona más sitios activos para la adsorción de zinc desde el inicio como manifiesta Ismadji et al. (2015) y Dube et al. (2024); asimismo, en los próximos tiempos hasta los 360 minutos la eficiencia de las diferentes cantidades de zeolita comienza a diferenciarse más claramente. El drenaje ácido de mina con 30 g de zeolita muestra una mayor capacidad de adsorción en comparación con los otros dos tratamientos (10 y 20 gramos).

En ese sentido, varios investigadores desarrollaron trabajos similares con objetivos distintos y en matrices diferentes de la presente investigación, siendo el uso de zeolita natural que presenta una reducción moderada en las concentraciones de zinc en soluciones contaminadas, con una mayor cantidad de zeolita (30 g) mostrando la mayor eficiencia a largo plazo, con un comportamiento similar en la remoción de Fe y Cu. Asimismo, Dube

et al. (2024), Ďuricová et al. (2024) y Hidayat et al. (2021) manifiestan que el comportamiento en la reducción de la concentración de metales (Zn, Fe, Pb, Mn, Cu, Ni entre otros) depende del impacto de varios parámetros como la presencia de iones competitivos en la solución, pH de la solución, velocidad de agitación, la concentración de metales, la fuerza iónica así como el tipo y la concentración del adsorbente, igualmente se respalda el hallazgo de la investigación en esta definición, además en la tabla 25 estadísticamente se demuestra a mayor cantidad de zeolita presenta mayor remoción.

4.2. Análisis, interpretación y discusión de resultados

4.2.1. Tiempo de exposición y dosis de zeolita en la remoción de hierro del DAM

Tabla 17

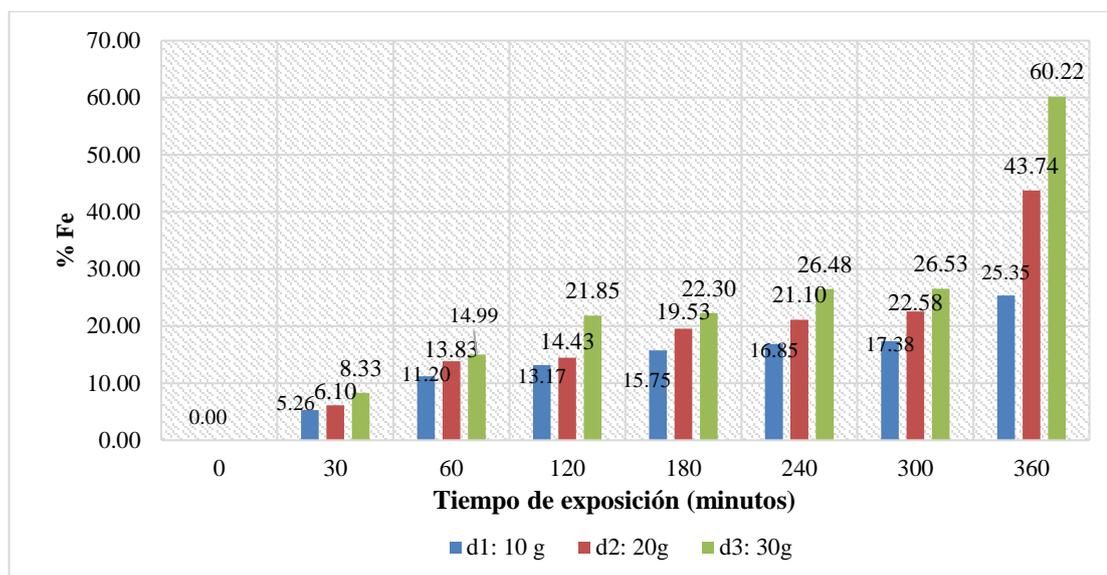
Remoción de hierro en los diferentes tratamientos

Tratamientos	Dosis (g)	% Remoción de Fe		
	Tiempo (min)	d1: 10 g	d2: 20g	d3: 30g
T1	30	5.26	6.10	8.33
T2	60	11.20	13.83	14.99
T3	120	13.17	14.43	21.85
T4	180	15.75	19.53	22.30
T5	240	16.85	21.10	26.48
T6	300	17.38	22.58	26.53
T7	360	25.35	43.73	60.22

Nota: Donde: d1: dosis 1 = 10 gramos (10 g); d2: dosis 2 = 20 gramos (20 g); d3: dosis 3= 30 gramos (30 g)

Figura 8

Remoción de hierro del DAM a diferentes tiempos de exposición y dosis de zeolita



La figura 8 y la tabla 17, muestran la relación entre el tiempo de exposición (en minutos) y la remoción de Fe (%) para tres diferentes dosificaciones de zeolita (d1: 10 g, d2: 20g, d3: 30g), en ese sentido se observa un incremento general en la remoción de Fe (%) con el aumento del tiempo de exposición para todas las dosificaciones. Además, a los 30 minutos, las tres dosificaciones muestran un aumento similar en la remoción de Fe, con valores bajos alrededor del 5% al 10%. A los 60 minutos, la remoción de Fe continúa incrementándose, aunque las diferencias entre las dosificaciones son más notorias. La dosificación de 30g comienza a mostrar una mayor eficiencia.

Asimismo, para la comparación entre dosificaciones de zeolita para 10 gramos, la remoción de Fe aumenta gradualmente con el tiempo, alcanzando alrededor del 25.35% a los 360 minutos. Esta dosificación muestra la menor eficiencia entre las tres dosificaciones. Para 20g de zeolita, en la figura 7 hay una mejora considerable en la remoción de Fe en comparación con la dosis (d1), alcanzando aproximadamente el 43.74% a los 360 minutos. Por otro lado Kumar et al. (2022) lograron remociones 99.8 % en drenaje ácido de mina, en

cambio en la presente investigación se muestra que la dosis más efectiva es 30g de zeolita logrando una remoción de hasta el 60.22% de Fe a los 360 minutos, sin embargo la tecnología utilizado por los investigadores fue un sistema híbrido de zeolita y bacterias sulfato-reductoras, demostrado que la combinación de procesos fisicoquímicos y biológicos mejora significativamente la eficiencia del tratamiento.

Es preciso enfatizar que la eficiencia de porcentaje de remoción de hierro aplicando zeolita natural es directamente proporcional a la cantidad dosificada. La dosificación más alta (30g) muestra una eficacia superior con un 60.22%, indicando que una mayor dosis de zeolita puede remover más iones de Fe presentes en la solución, por el contrario Motsi (2010, como se citó en Ďuricová et al., 2024) investigó la capacidad de remoción de la zeolita logrando porcentajes de remoción alrededor del 71-99 % Fe que evidentemente son superiores a los hallazgos de esta investigación que presenta una remoción de 60.22% de Fe.

Asimismo, la cinética de remoción de Fe se acelera con el incremento del tiempo y la dosificación de la zeolita, especialmente en las etapas iniciales en los primeros 120 minutos, lo cual sugiere que la zeolita es más reactiva inicialmente y se satura con el tiempo, por consiguiente De-La-Vega et al (2018) realizó un proceso sencillo y efectivo logrando la remoción de distintos iones con porcentajes mayores al 70%, para metales con el siguiente comportamiento $Zn^{2+} > Cu^{2+} > Pb^{2+} > Fe^{3+}$ en aguas residuales domésticas y sintéticas.

Cabe resaltar que al aumentar la dosis de zeolita la remoción de Fe se incrementa significativamente, especialmente a tiempos de exposición mayores. Sin embargo, es necesario balancear la dosificación y el tiempo de exposición con los costos operativos para determinar el punto óptimo de operación en aplicaciones prácticas. Se recomienda un análisis económico adicional para complementar estos hallazgos y guiar decisiones de escalamiento y aplicación industrial.

4.2.1.1. Evaluación estadística en la remoción de hierro de DAM

En la evaluación estadística se empleó un análisis de varianza de dos factores, el cual permite determinar si las medias de cada nivel o tratamiento son estadísticamente diferentes. Para ello, se utilizó el software MINITAB 22. Se consideró un nivel de significancia del 5% (0.05) y una confiabilidad del 95%.

Tabla 18

Remoción de hierro del DAM en función del tiempo de exposición y dosis de zeolita

Tratamiento	Dosis (g)	d1: 10 g (%Fe)			d2: 20g (%Fe)			d2: 30g (%Fe)		
		1	2	3	1	2	3	1	2	3
T1	30	5.26	5.26	5.27	6.10	6.13	6.07	8.33	7.97	8.68
T2	60	11.20	11.20	11.20	13.83	13.81	13.85	14.99	14.66	15.31
T3	120	13.17	13.17	13.17	14.44	14.41	14.45	21.85	21.55	22.14
T4	180	15.75	15.76	15.75	19.53	19.54	19.52	22.30	22.00	22.59
T5	240	16.85	16.85	16.84	21.10	21.06	21.14	26.48	26.22	26.74
T6	300	17.38	17.39	17.38	22.59	22.60	22.56	26.53	26.29	26.77
T7	360	25.35	25.35	25.34	43.74	43.82	43.65	60.22	60.11	60.33

En la tabla 18 se presentan los resultados individuales del porcentaje de remoción de hierro, expresados en porcentaje, que permiten realizar el análisis de varianza correspondiente. De acuerdo con estos resultados se contrasta la hipótesis de que al menos uno de los tiempos de exposición y una de las dosificaciones influyen significativamente en la remoción de hierro.

Tabla 19*Resumen del ANOVA para la remoción de hierro*

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p	Valor crítico para F
Dosis (g)	2	1229.37	614.69	23287.76	0.000	3.21994229
Tiempo (min)	6	6999.22	1166.54	44194.94	0.000	2.3239938
Dosis*Tiempo	12	1096.99	91.42	3463.35	0.000	1.99101316
Error	42	1.11	0.03			
Total	62	9326.69				

Con un nivel de significancia de 5% en la tabla 19 se observa que $F = 44194.94$ obtenido mediante el uso del software Minitab 22 para los resultados de porcentaje de remoción de hierro es mayor que $F_C = 2.3239938$, rechazando de este modo la hipótesis nula. Lo cual indica que el tiempo de exposición influye significativamente sobre el porcentaje de remoción de hierro. Asimismo, se observa que para la dosificación de zeolita es $F = 23287.76$ es mayor que $F_C = 3.21994229$, rechazando de este modo la hipótesis nula, lo cual indica que la dosificación de zeolita influye significativamente en el porcentaje de remoción de hierro. También la interacción de dosis por tiempo de exposición influye significativamente sobre la remoción de hierro. Además, se puede concluir que la mejor combinación de tiempo de exposición por la dosificación de zeolita de acuerdo con la estadística es de 360 minutos y 30g de zeolita con una remoción de 60.22% de Fe.

4.2.2. Tiempo de exposición y dosis de zeolita en la remoción de Cu del drenaje ácido de mina

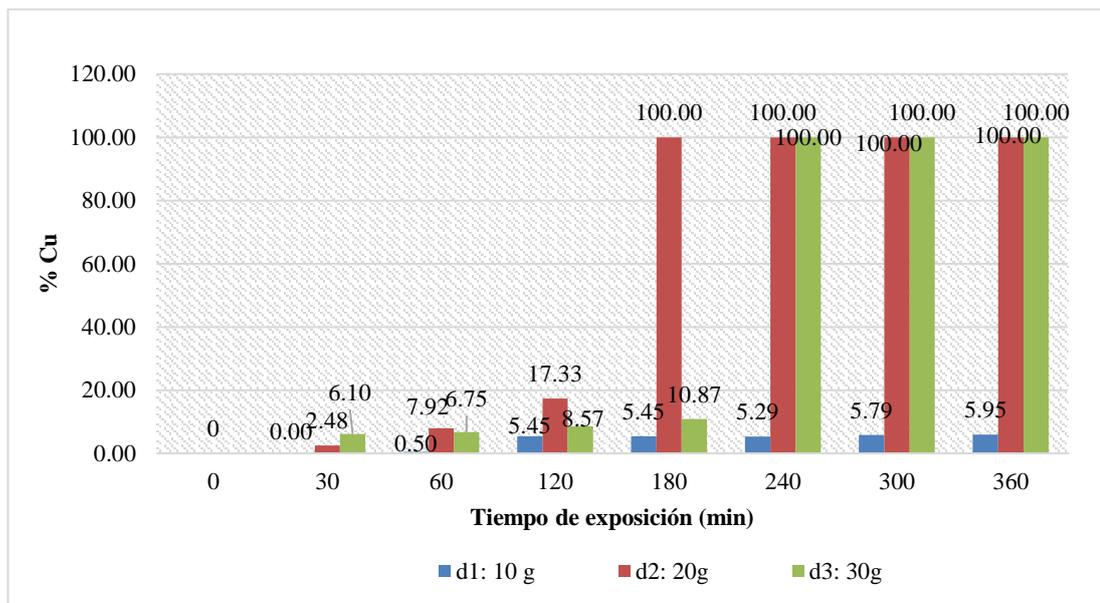
Tabla 20

Remoción de cobre en los diferentes tratamientos

Tratamientos	Dosis (g)	% Remoción de Cu		
	Tiempo (min)	d1: 10 g	d2: 20g	d3: 30g
T1	30	0.00	2.48	6.10
T2	60	0.50	7.92	6.75
T3	120	5.45	17.33	8.57
T4	180	5.45	100.00	10.87
T5	240	5.29	100.00	100.00
T6	300	5.79	100.00	100.00
T7	360	5.95	100.00	100.00

Figura 9

Remoción de cobre del DAM a diferentes tiempos de exposición y dosis de zeolita.



En la figura 9 y la tabla 20 se muestran la relación entre el tiempo de exposición (en minutos) y el porcentaje de remoción de Cu para tres diferentes dosificaciones de zeolita natural (d1: 10 g, d2: 20g, d3: 30g). En ese sentido el porcentaje de remoción en función del tiempo se observa un incremento en la remoción de Cu con el aumento del tiempo de exposición para todas las dosificaciones, con un comportamiento notablemente más rápido que en el caso del Fe, ello se debe por la concentración inicial del cobre es relativamente baja de 0.202 mg/L, por lo tanto, a los 30 minutos, las tres dosificaciones muestran valores bajos de remoción de Cu, con una ligera ventaja de la dosificación de 30g. A los 60 minutos, hay un incremento notable en la dosificación de 20g, mientras que las otras dos muestran incrementos más moderados.

Igualmente, a los 180 minutos, la dosificación de 20g alcanza un 100% de remoción de Cu, superando significativamente a la primera dosificación, en ese sentido Motsi (2010, como se citó en Ďuricová et al., 2024) también logró resultados en porcentajes de remoción similares que llega hasta 85% Cu. Por lo tanto, a medida que aumenta la dosificación de zeolita natural, la remoción de Cu incrementa significativamente, con la dosificación de 20g alcanzando la remoción máxima más rápidamente, esto es respaldado por Kyziol-Komosinska et al. (2015) y Ďuricová et al. (2024) quienes demostraron que las zeolitas poseen una excelente capacidad de adsorción de iones Cu(II) tanto en bajas como en altas concentraciones. En consecuencia, estas zeolitas deben considerarse como adsorbentes eficaces y económicos para el tratamiento de agua contaminadas y son adecuados para su uso en aguas ácidas y residuales.

Por consiguiente, la eficiencia del agente de remoción la dosificación de 20g y 30g son altamente efectivas para la remoción de Cu, logrando el 100% de remoción en tiempos relativamente cortos (180 y 240 minutos respectivamente). La dosificación de 10 gramos es insuficiente para una remoción efectiva de Cu, con una eficiencia de 5.95 % a los 360

minutos y mucho menor comparada con las dosificaciones más altas a 180 minutos para la dosis de 20 g, se logra una remoción de 100% de Cu. Ciertamente cabe resaltar que en la investigación de Olegario-Sanchez y Pelicano (2017), demostraron que la zeolita natural filipina tiene una capacidad de remoción de 35.88% para Cu, que es mucho menor que los hallazgos de la presente investigación, de modo que la optimización del proceso de tratamiento para la dosificación de 20g de zeolita alcanza la remoción máxima 100% de Cu más rápido que la de 30g, podría considerarse más eficiente para aplicaciones prácticas.

En definitiva, la cinética de remoción de Cu es significativamente más rápida que la de Fe, especialmente en las dosificaciones más altas. La remoción rápida y completa a los 180 minutos con la dosificación de 20g indica una alta reactividad de la zeolita con el Cu, lo que es beneficioso para procesos que requieren resultados rápidos, asimismo, la investigación de Hidayat et al. (2021), presenta el orden de selectividad $Fe^{2+} > Cu^{2+} > Zn^{2+} > Mn^{2+}$ que llegan a porcentaje de remoción de 94,5% al 53% para Zn^{2+} y del 91,9% al 39,9% para Cu^{2+} . Según mi punto de vista las pruebas experimentales demuestran que para concentraciones relativamente bajas la cinética de remoción de las especies iónicas es significativamente más rápida que para concentraciones relativamente altas, considerando especialmente las dosificaciones más altas y los tiempos de tratamiento hasta 360 minutos. Asimismo, la remoción rápida y completa a los 180 minutos con la dosificación de 20g de zeolita indica una alta capacidad de remoción de Cu, lo que es beneficioso para procesos que requieren resultados rápidos.

Por lo tanto, los resultados que se muestran en la tabla 20, indican que una dosificación de 20g es altamente eficiente para la remoción de Cu, alcanzando el 100% de remoción en un periodo de tiempo relativamente corto. La dosificación de 30g, aunque también efectiva, no ofrece una ventaja significativa adicional que justifique el aumento en el costo. La

dosificación de 10 gramos es claramente insuficiente para alcanzar una remoción adecuada. Se recomienda un análisis de costos más detallado para confirmar la optimización del proceso utilizando la dosificación de 20g, así como la implementación de este hallazgo en aplicaciones prácticas.

4.2.2.1. Evaluación estadística en la remoción de cobre de DAM

En la evaluación estadística se empleó un análisis de varianza de dos factores, el cual permite determinar si las medias de cada nivel o tratamiento son estadísticamente diferentes. Para ello, se utilizó el software MINITAB 22. Considerando un nivel de significancia del 5% (0.05) y una confiabilidad del 95%.

Tabla 21

Remoción de cobre del DAM en función del tiempo de exposición y dosis de zeolita

Tratamiento	Dosis (g)	d1: 10 g (%Cu)			d2: 20g (%Cu)			d2: 30g (%Cu)		
	Tiempo (min)	1	2	3	1	2	3	1	2	3
T1	30	0.00	0.50	0.00	2.48	2.00	3.92	5.94	4.98	7.35
T2	60	0.50	0.50	0.99	7.92	7.50	9.31	6.44	6.47	7.35
T3	120	5.45	5.45	5.94	17.33	17.00	18.63	8.42	8.46	8.82
T4	180	5.45	5.45	5.94	100.00	100.00	100.00	10.89	10.45	11.27
T5	240	5.45	5.45	5.45	100.00	100.00	100.00	100.00	55.22	55.88
T6	300	5.94	5.94	5.94	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00
T7	360	5.94	5.94	6.44	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00

En la tabla 21 se presentan los resultados individuales del porcentaje de remoción de cobre, expresados en porcentaje, que permiten realizar el análisis de varianza correspondiente. De acuerdo con estos resultados se contrasta la hipótesis de que al menos

uno de los tiempos de exposición y una de las dosificaciones influyen significativamente en la remoción de cobre.

Tabla 22

Resumen del ANOVA para la remoción de cobre

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p	Valor crítico para F
Dosis (g)	2	35683	17841.7	564.56	0.000	3.21994229
Tiempo (min)	6	48003	8000.4	253.16	0.000	2.3239938
Dosis (g)*Tiempo (min)	12	30942	2578.5	81.59	0.000	1.99101316
Error	42	1327	31.6			
Total	62	115955				

Con un nivel de significancia del 5%, en la Tabla 22 se observa que para el tiempo de exposición el valor de F obtenido es 253.16, mediante el uso del software Minitab 22 para los resultados de porcentaje de remoción de cobre. Este valor es mayor que el valor crítico (FC) de 2.323998, rechazando así la hipótesis nula. Esto indica que el tiempo de exposición influye significativamente en el porcentaje de remoción de cobre. Asimismo, para la dosificación de zeolita, el valor de F es 564.56, que es mayor que el FC de 3.21994229, rechazando nuevamente la hipótesis nula.

Esto demuestra que la dosificación de zeolita influye significativamente en el porcentaje de remoción de cobre. En ese sentido Carbonel (2018) manifiesta que, la concentración de metales pesados en la solución muestra una relación inversa con la eficiencia de remoción, lo cual es demostrado en esta investigación para cobre al caracterizar el DAM sin tratamiento que presenta una concentración relativamente bajo de 0.202 mg/L y una remoción de 100%. Además, la interacción entre dosis y tiempo de exposición influye significativamente en la

remoción de cobre. Se puede concluir que la mejor combinación de tiempo de exposición y dosificación de zeolita, de acuerdo con la estadística, es 180 minutos y 20 g de zeolita, con una remoción del 100% de Cu.

4.2.3. Tiempo de exposición y dosis de zeolita en la remoción de Zn del DAM

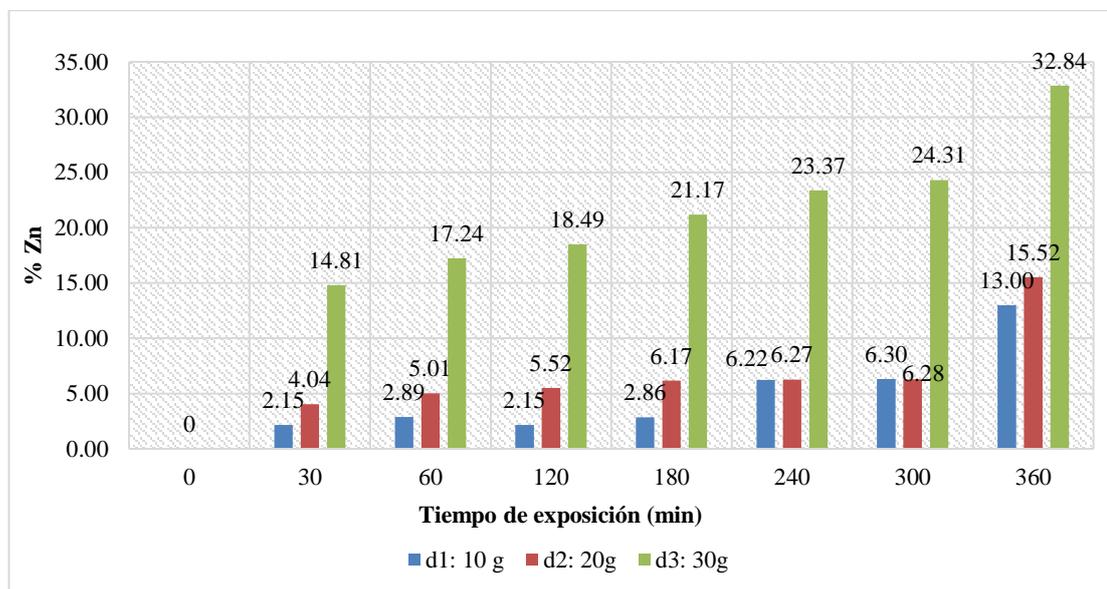
Tabla 23

Remoción de zinc en los diferentes tratamientos

Tratamientos	Dosis (g)	% Remoción de Zn		
	Tiempo (min)	d1: 10 g	d2: 20g	d3: 30g
T1	30	2.15	4.04	14.81
T2	60	2.89	5.01	17.24
T3	120	2.15	5.52	18.49
T4	180	2.86	6.17	21.17
T5	240	6.22	6.27	23.37
T6	300	6.30	6.28	24.31
T7	360	13.00	15.52	32.84

Figura 10

Remoción de zinc del DAM a diferentes tiempos de exposición y dosis de zeolita



En la tabla 23 y figura 10 se muestran la relación entre el tiempo de exposición (en minutos) y el porcentaje de remoción de Zn para tres diferentes dosificaciones de zeolita (d1: 10 g, d2: 20g, d3: 30g). Con relación a la remoción de zinc en función del tiempo se observa un incremento en la remoción de Zn (%) con el aumento del tiempo de exposición para todas las dosificaciones. En ese sentido a los 30 minutos, la dosificación de 30g muestra una remoción significativamente mayor que las otras dos dosificaciones. A los 60 minutos, la tendencia continúa con la dosificación de 30g logrando la mayor remoción, mientras que las dosificaciones de 10 gramos y 20g presentan incrementos más modestos.

Con respecto a las dosificaciones de zeolita para 10 gramos la remoción de Zn aumenta gradualmente con el tiempo, alcanzando alrededor del 10% a los 360 minutos. Esta dosificación muestra la menor eficiencia entre las tres; para 20g de zeolita muestra una mejora en la remoción de Zn en comparación con d1, alcanzando aproximadamente el 15% a los 360 minutos y para 30g, se muestra como la más efectiva, logrando cerca del 32.84% de remoción de Zn a los 360 minutos.

En relación con la eficiencia de remoción de Zn mediante la aplicación de zeolita, se afirma que la remoción de Zn es directamente proporcional a la cantidad de zeolita dosificada. La dosificación más alta (30g) muestra una eficiencia superior, indicando que una mayor cantidad de agente puede remover más iones de Zn presentes en la solución, en ese sentido Costafreda (2014) y Ďuricová et al. (2024) manifiestan que, la naturaleza y la concentración de las especies catiónicas en la solución son factores determinantes en la capacidad de intercambio catiónico que principalmente dependen de los calores de hidratación de los cationes.

Por lo tanto, la cinética de remoción de Zn se acelera con el incremento del tiempo y la dosificación de la zeolita, especialmente en las etapas iniciales (primeros 180 minutos). Lo cual sugiere que la zeolita es más eficiente inicialmente y se satura con el tiempo, por otro lado, Rodríguez (2016), De-La-Vega et al. (2018) e Hidayat et al. (2021) demostraron que el orden de selectividad en la remoción de iones sigue $Cu^{2+} > Zn^{2+}$; en ese sentido se refuta los hallazgos de Zhang et al. (2023) removiendo Zn en porcentajes superiores al 95%, desde concentraciones iniciales importantes de Zn desde 142.3 mg/g para Zn (II), asimismo la presente investigación logra remover un 32.84% de Zn a los 360 minutos con 30g de zeolita. También, es importante evaluar en términos de eficiencia operativa, los tiempos de exposición más largos incrementan significativamente la remoción y la naturaleza de la zeolita a utilizarse en los procesos de tratamiento.

Por último, los resultados sugieren que aumentar la dosificación de la zeolita en la remoción de Zn incrementa significativamente la eficiencia del proceso, especialmente a tiempos de exposición mayores, es decir, a mayor cantidad de adsorbente, mayor es el porcentaje de metal removido, lo cual se debe al aumento en la cantidad de sitios activos disponibles en el adsorbente como manifiesta Carbonel (2018). Sin embargo, es necesario

balancear la dosificación y el tiempo de exposición con los costos operativos para determinar el punto óptimo de operación en aplicaciones prácticas. Se recomienda un análisis económico adicional para complementar estos hallazgos y guiar decisiones de escalamiento y aplicación industrial.

4.2.3.1. Evaluación estadística en la remoción de zinc de DAM

En la evaluación estadística se empleó un análisis de varianza de dos factores, el cual permite determinar si las medias de cada nivel o tratamiento son estadísticamente diferentes. Para ello, se utilizó el software MINITAB 22. Considerando un nivel de significancia del 5% (0.05) y una confiabilidad del 95%.

Tabla 24

Remoción de zinc del DAM en función del tiempo de exposición y dosis de zeolita

Tratamientos	Dosis (g)	d1: 10 g (%Zn)			d2: 20g (% Zn)			d2: 30g (% Zn)		
	Tiempo (min)	1	2	3	1	2	3	1	2	3
T1	30	2.16	2.14	2.16	4.05	4.00	4.09	14.81	14.76	14.86
T2	60	2.89	2.88	2.90	5.01	4.95	5.06	17.24	17.25	17.23
T3	120	2.15	2.15	2.15	5.52	5.50	5.53	18.49	18.47	18.52
T4	180	2.86	2.86	2.86	6.16	6.20	6.13	21.17	21.19	21.16
T5	240	6.22	6.22	6.23	6.27	6.19	6.34	23.37	23.36	23.38
T6	300	6.30	6.30	6.30	6.28	6.20	6.36	24.31	24.29	24.33
T7	360	13.00	12.99	13.01	15.52	15.48	15.56	32.84	32.79	32.90

En la tabla 24 se presentan los resultados individuales del porcentaje de remoción de hierro, expresados en porcentaje, que permiten realizar el análisis de varianza correspondiente. De acuerdo con estos resultados se contrasta la hipótesis de que al menos uno de los tiempos de exposición y una de las dosificaciones influyen significativamente en la remoción de zinc.

Tabla 25*Resumen del ANOVA para la remoción de zinc*

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p	Valor crítico para F
Dosis (g)	2	3497.86	1748.93	1333929.85	0.000	3.21994229
Tiempo (min)	6	1083.52	180.59	137735.60	0.000	2.3239938
Dosis*Tiempo	12	96.43	8.04	6128.82	0.000	1.99101316
Error	42	0.06	0.00			
Total	62	4677.86				

Con un nivel de significancia del 5%, la Tabla 25 muestra que el valor de F para el tiempo de exposición es 137735.6, calculado utilizando el software Minitab 22 para los datos del porcentaje de remoción de zinc. Este valor excede el valor crítico (FC) de 2.323998, lo que lleva a rechazar la hipótesis nula. Esto significa que el tiempo de exposición tiene un impacto significativo en la remoción de zinc. De igual manera, el valor de F para la dosificación de zeolita es 1333929.85, superando el FC de 3.21994229, lo cual también rechaza la hipótesis nula. Esto indica que la cantidad de zeolita utilizada influye significativamente en el porcentaje de remoción de zinc. Además, la interacción entre la dosis y el tiempo de exposición también tiene un efecto significativo en la remoción de cobre. Finalmente, se concluye que la combinación óptima de tiempo de exposición y dosificación de zeolita, según los resultados estadísticos, es de 360 minutos y 30 g de zeolita, logrando una remoción del 32.84% de Zn.

Por consiguiente, estos hallazgos refuerzan el potencial de la zeolita natural como una alternativa eficiente y económica para el tratamiento de drenajes ácidos de mina. Además, es importante señalar que la aplicación de un diseño bifactorial permitió evaluar la influencia simultánea del tiempo de exposición y la dosificación de zeolita en la eficiencia de remoción de hierro, cobre y zinc. Como lo indica Hidayat et al. (2021), la variabilidad en la capacidad

de adsorción de metales pesados depende en gran medida de la interacción entre estos factores experimentales. No obstante, existen diversas investigaciones que manifiestan la combinación de métodos fisicoquímicos y biológicos , como la propuesta de Kumar et al. (2022), Martínez-Santos et al. (2021) y Zhang et al. (2023) podría ser una alternativa prometedora para mejorar aún más la eficiencia del tratamiento de DAM en zonas mineras.

CAPÍTULO V

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Conclusiones

1. Se demostró que el tiempo de exposición y la dosificación de zeolita ejercen una influencia significativa sobre la eficiencia de remoción de hierro (Fe), cobre (Cu) y zinc (Zn) en el tratamiento experimental de drenaje ácido de mina.
2. Se determinó que el tiempo de exposición más efectivo para la remoción de hierro y zinc fue de 360 minutos, logrando eficiencias de 60.22% para hierro y 32.84% para zinc. En contraste, la remoción de cobre alcanzó el 100% con el mejor tiempo de contacto de drenaje ácido de mina y zeolita de 180 minutos.
3. Respecto a la dosificación, se estableció que 30 gramos de zeolita fue la cantidad óptima para la remoción de hierro y zinc, permitiendo reducir la concentración de hierro de 24.91 mg/L a 9.91 mg/L, y la de zinc de 17.21 mg/L a 11.56 mg/L, lo que representa una eficiencia de remoción del 60.22% y 32.84%, respectivamente. En el caso del cobre, se logró una remoción total (100%) con una dosificación de 20 gramos, reduciendo su concentración inicial de 0.202 mg/L a valores inferiores al límite de detección del método (LDM).
4. Estadísticamente, se concluye que la combinación más significativa en términos de eficiencia de remoción para los tres metales analizados corresponde a un tiempo de exposición de 360 minutos y una dosificación de 30 gramos de zeolita.

CAPÍTULO VI

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abdel-Rahman, G. N.-E. (2022). Heavy metals, definition, sources of food contamination, incidence, impacts and remediation: A literature review with recent updates. *Egyptian Journal of Chemistry*, 65(1), 419-437.
<https://doi.org/10.21608/ejchem.2021.80825.4004>
- Baird, C. (2014). *Química Ambiental* (2 Ed.). Editorial Reverté.
<https://www.cienciasambientales.com/es/noticias-ambientales/nueva-edicion-del-libro-de-colin-baird-quimica-ambiental-8531>
- Baird, C., & Cann, M. (2014). *Química Ambiental* (4a Edición).
<http://archive.org/details/quimica-ambiental-4-a-edicao-baird-colin-cann-mich>
- Barreto Pio, C. E. (2021). *Potencial de Remoción de la Zeolita Natural Peruana en el Tratamiento de Aguas Contaminadas Con Plomo*.
<https://repositorio.unfv.edu.pe/handle/20.500.13084/4732>
- Benavent Oltra, N. (2015). *Verificación de los procedimientos de síntesis de las zeolitas ZSM-10, ZSM-57 y SSZ-82 para su incorporación en la base de datos “Verified Synthesis of Zeolitic Materials” de la Asociación Internacional de Zeolitas* [Tesis doctoral]. Universidad Politécnica de Valencia.
- Burman, N. W., Sheridan, C. M., & Harding, K. G. (2020). Feasibility assessment of the production of bioethanol from lignocellulosic biomass pretreated with acid mine drainage (AMD). *Renewable Energy*, 157, 1148-1155.
<https://doi.org/10.1016/j.renene.2020.05.086>
- Calderón de Alvarado, J. M., & Tuiro Salvador, M. C. (2021). Precipitación de hierro y manganeso secuencial de efluentes de drenaje ácidos. *Revista del Instituto de*

- investigación de la Facultad de minas, metalurgia y ciencias geográficas*, 24(47), Article 47. <https://doi.org/10.15381/iigeo.v24i47.20642>
- Carbonel, D. (2018). Adsorción de Cadmio, Cobre y Plomo en Bentonita, Caolín y Zeolita Naturales y Modificadas: Una Revisión de los Parámetros de Operación, Isotermas y Cinética. *Ingeniería*, 23(3). <https://doi.org/10.14483/23448393.13418>
- Carreño-Sayago, U. F. (2015). Tratamientos de aguas industriales con metales pesados a través de zeolitas y sistemas de biorremediación. Revisión del estado de la cuestión. *Ingeniería Investigación y Desarrollo*, 15(1), Article 1. <https://doi.org/10.19053/1900771X.3940>
- Colque-Leey, M. N., Murrugarra-Roncal, J. J., & Licapa-Redolfo, G. S. (2022, agosto 18). *Remoción de Metales Pesados Empleando Dolomita en Drenaje Ácido de Mina de un Pasivo Ambiental Minero de Hualgayoc*. <http://dx.doi.org/10.18687/LACCEI2022.1.1.17>
- Costafreda Mustelier, J. L. (2014). Tectosilicatos Con Características Especiales: Las Zeolitas Naturales. En *Rocas y Minerales Industriales*.
- Cuchimaque, C., Vargas, L. Y., & Ríos, C. (2013). *Remoción de Fe y Mn en aguas naturales por adsorción-oxidación sobre clinoptilolita*.
- De-Echave, J. (2019, febrero 11). *Los pasivos mineros de Hualgayoc—CooperAcción*. CooperAcción. <https://cooperaccion.org.pe/los-pasivos-mineros-de-hualgayoc/>
- De-La-Vega, D. P., González, C., Escalante, C. A., Gallego, J., Salamanca, M., & Manrique-Losada, L. (2018). Uso de zeolita faujasita para adsorción de iones en aguas residuales municipales. *Tecnología y ciencias del agua*, 09(4), 184-208. <https://doi.org/10.24850/j-tyca-2018-04-08>
- Derbe, T., Temesgen, S., & Bitew, M. (2021). *A Short Review on Synthesis, Characterization, and Applications of Zeolites*. 2021, 17. <https://doi.org/10.1155/2021/6637898>

- Dube, V., Phiri, Z., Kuvarega, A. T., Mamba, B. B., & de Kock, L.-A. (2024). Exploring acid mine drainage treatment through adsorption: A bibliometric analysis. *Environmental Science and Pollution Research*, 31(50), 59659-59680. <https://doi.org/10.1007/s11356-024-35047-2>
- Đuricová, A., Prepilková, V., Salva, J., Mordáčová, M., Schwarz, M., Samešová, D., Vanek, M., Veverková, D., & Poništ, J. (2024). Influence of Different Conditions on the Sorption of Potentially Toxic Elements by Selected Sorbents: A Review. *Mine Water and the Environment*, 43(4), 588-622. <https://doi.org/10.1007/s10230-024-01013-0>
- González, P. S. (2020). *Eliminación de metales estratégicos en aguas residuales mediante adsorción con zeolitas naturales* [Universidad Complutense de Madrid]. <https://eprints.ucm.es/id/eprint/64550/1/T42180.pdf>
- Hernández - Sampieri, R. & Mendoza, C. (2018). *Metodología de la investigación. Las rutas cuantitativa, cualitativa y mixta / RUDICS*. <https://virtual.cuautitlan.unam.mx/rudics/?p=2612>
- Hidayat, A. E., Moersidik, S. S., & Adityosulindro, S. (2021). Adsorption and desorption of zinc and copper in acid mine drainage onto synthesized zeolite from coal fly ash. *Journal of Physics: Conference Series*, 1811(1), 012045. <https://doi.org/10.1088/1742-6596/1811/1/012045>
- Huanca, P. K., Paredes, B., Rodríguez, M., Gonzales, D. P., Tejada, T. R., & Chávez, J. E. (2018). Caracterización y Aplicación de una Zeolita Natural de Ocuwiri (Perú) para la remoción de Pb (II) en Solución a Nivel de Laboratorio. *Avances en Ciencias e Ingeniería*, 12.
- Ide Opazo, V. A. (2019). *Tratamiento integral de drenajes ácidos de mina mediante metodologías de adsorción química*. <https://repositorio.uchile.cl/handle/2250/172834>

- Ismadji, S., Soetaredjo, F. E., & Ayucitra, A. (2015). *Clay Materials for Environmental Remediation*. Springer International Publishing. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-16712-1>
- Kumar, S., Singh, R., & Chen, Y. (2022). Hybrid zeolite-bacterial system for acid mine drainage treatment: Performance evaluation and mechanism analysis. *Journal of Environmental Management*, 315, 115123. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.115123>
- Kyziol-Komosinska, J., Rosik-Dulewska, C., Franus, M., Antoszczyń-Szpicka, P., Czupiol, J., & Krzyżewska, I. (2015). Sorption Capacities of natural and synthetic zeolites for Cu(II) ions. *Polish Journal of Environmental Studies*, 3(24). <https://doi.org/10.15244/pjoes/30923>
- Licapa-Redolfo, G. S. (2015). *Influencia del tiempo de retención y composición del sustrato en la remoción de hierro y cobre del drenaje ácido de mina en humedales artificiales* [Universidad Nacional de Cajamarca]. <http://repositorio.unc.edu.pe/handle/20.500.14074/1553>
- Licapa-Redolfo, G. S., Farfán Chilicaus, G. C., & Escalante Zumaeta, B. (2022). Tiempo de Retención y Composición del Sustrato en Humedales Artificiales en la Remoción de Hierro y Cobre del Drenaje ácido de Mina. *LACCEI Inc*. <https://doi.org/10.18687/60>
- Martínez-Santos, M., González-Álvarez, J., & López-García, M. (2021). Synthetic zeolites for heavy metal removal from acid mine drainage: Optimization of synthesis conditions and performance evaluation. *Journal of Cleaner Production*, 289, 125721. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.125721>
- Mgbemere, H. E., Ekpe, I. C., & Lawal, G. I. (2017). Zeolite Synthesis, Characterization and Application Areas: A Review. *International Research Journal of Environmental Sciences*, 6(10), 45-59.

- MINAM. (2010). *Límites Máximos Permisibles para la descarga de efluentes líquidos de actividades minero-metalúrgicas*. [Text]. SINIA | Sistema Nacional de Información Ambiental. <https://sinia.minam.gob.pe/normas/aprueban-limites-maximos-permisibles-descarga-efluentes-liquidos>
- Moreno B., A. R., & Palacios C., T. A. (2017). Tratamiento de drenaje ácido de mina con el uso de zeolita natural a escala experimental. *FIGEMPA: Investigación y Desarrollo*, 1(2), Article 2. <https://doi.org/10.29166/revfig.v1i2.67>
- Motsi, T. (2010). *Remediation of acid mine drainage using natural zeolite* [D_ph, University of Birmingham]. <https://etheses.bham.ac.uk/id/eprint/683/>
- Olegario-Sanchez, E., & Pelicano, C. M. (2017). Characterization of Philippine Natural Zeolite and its Application for Heavy Metal Removal from Acid Mine Drainage (AMD). *Key Engineering Materials*, 737, 407. <https://doi.org/10.4028/www.scientific.net/KEM.737.407>
- Quispe, A. R., Cabrera, S. O., Blanco, M., Villca, L., Quispe, E., & García, G. (2019). Caracterización Mineralógica Y Cristalquímica De Zeolitas Naturales Bolivianas. *Revista Boliviana de Química*, 36(3), 126-138.
- Rodríguez Valdivia, M. (2016). *Evaluación de la Capacidad de Adsorción de NH_4^+ y Metales Pesados Pb^{2+} , Cd^{2+} , Cu^{2+} , Zn^{2+} y Mn^{2+} Empleando Zeolitas Naturales y Sintéticas* [Tesis doctoral, Universidad Nacional de San Agustín]. <chrome-extension://efaidnbmnnnibpcajpcglclefindmkaj/https://repositorio.unsa.edu.pe/server/api/core/bitstreams/d0de150a-9ca2-4013-85c6-37321604c7fa/content>
- Rodríguez Valdivia, M. (2022). *Síntesis hidrotermal de zeolitas a partir de ceniza volcánica mediante tratamiento alcalino y su potencial aplicación en la remoción de NH_4^+ , Pb^{2+} , Zn^{2+} y Mn^{2+}* . 27(1). <https://doi.org/10.1590/S1517-707620220001.1332>

- Sanchez Rial, J. E., & Ferreira Centeno, J. P. (2016). Drenajes ácidos de Mina Alternativas de tratamiento. *Revista de Medio Ambiente y Minería*, 1, 20-33. http://www.scielo.org.bo/scielo.php?script=sci_abstract&pid=S2519-53522016000100003&lng=es&nrm=iso&tlng=es
- Sernageomin. (2015). *Guía metodológica para la estabilidad química de faenas e instalaciones mineras remanentes*. <https://www.sernageomin.cl/wp-content/uploads/2017/11/GuiaMetodologicaQuimica.pdf>
- Zhang, X., Li, Y., & Chen, X. (2023). Iron-modified natural zeolites for efficient heavy metal removal from acid mine drainage: Synthesis, characterization and application. *Journal of Hazardous Materials*, 441, 129818. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.129818>
- Zhang, X., Tang, S., Wang, M., Sun, W., Xie, Y., Peng, H., Zhong, A., Liu, H., Yu, H., Giesy, J. P., & Hecker, M. (2019). Acid mine drainage affects the diversity and metal resistance gene profile of sediment bacterial community along a river. *Chemosphere*, 217, 790-799. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.10.210>

CAPÍTULO VII

ANEXO

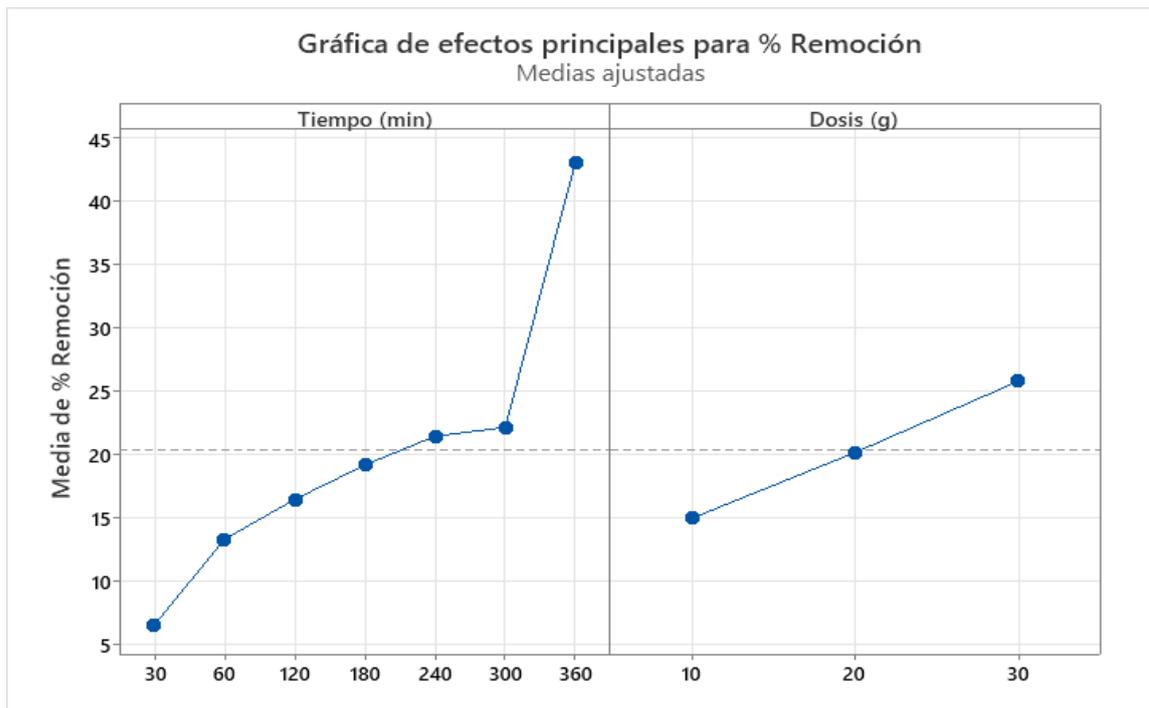
Anexo A. Resultados de pH a los diferentes tiempos de exposición y dosificación de zeolita

Tratamientos	Dosis (g)	10 g	20g	30g
	Tiempo (min)	pH		
T0	0	2.37	2.37	2.37
T1	30	2.37	2.40	2.38
T2	60	2.39	2.42	2.39
T3	120	2.41	2.44	2.40
T4	180	2.83	2.45	2.42
T5	240	2.86	2.91	2.97
T6	300	2.89	3.04	3.00
T7	360	3.06	3.16	3.30

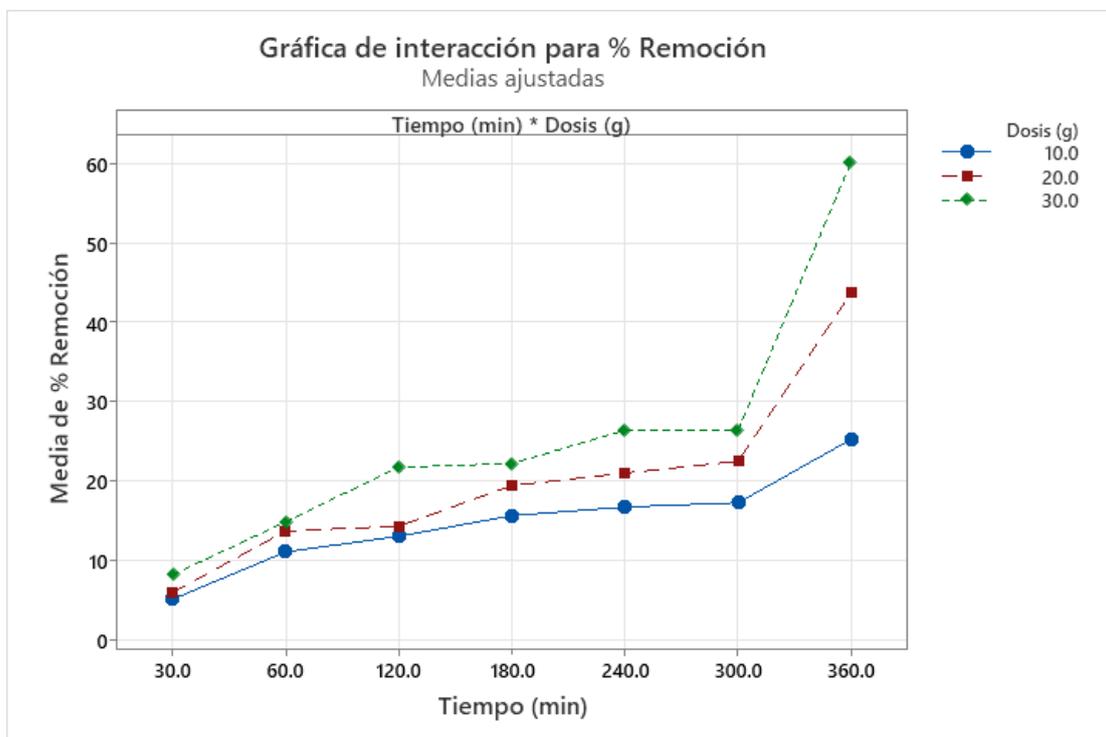
Anexo B. Límites Máximos Permisibles para la descarga de efluentes líquidos de Actividades Minero– Metalúrgicas (D.S. N° 010-2010-MINAM)

Parámetro	Unidad	Límite en cualquier momento	Límite para el Promedio anual
pH		6 - 9	6 - 9
Sólidos Totales en Suspensión	en mg/L	50	25
Aceites y Grasas	mg/L	20	16
Cianuro Total	mg/L	1	0,8
Arsénico Total	mg/L	0,1	0,08
Cadmio Total	mg/L	0,05	0,04
Cromo Hexavalente(*)	mg/L	0,1	0,08
Cobre Total	mg/L	0,5	0,4
Hierro (Disuelto)	mg/L	2	1,6
Plomo Total	mg/L	0,2	0,16
Mercurio Total	mg/L	0,002	0,0016
Zinc Total	mg/L	1,5	1,2

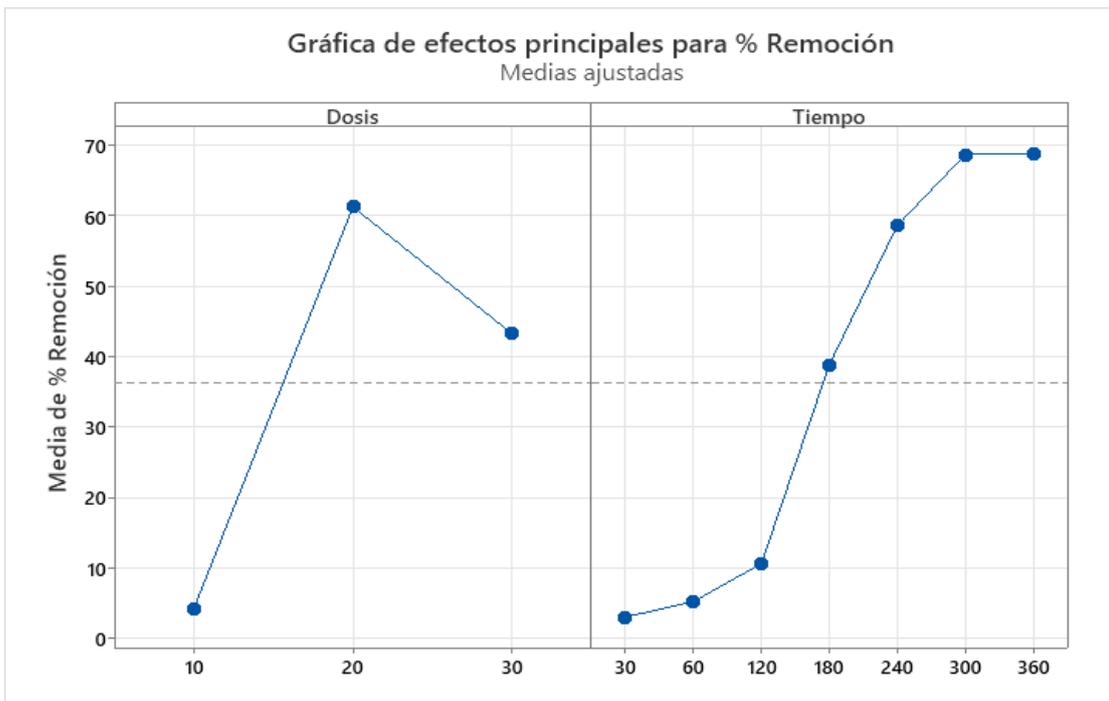
Anexo C. Análisis estadístico de hierro con dos factores con el software Minitab 22.



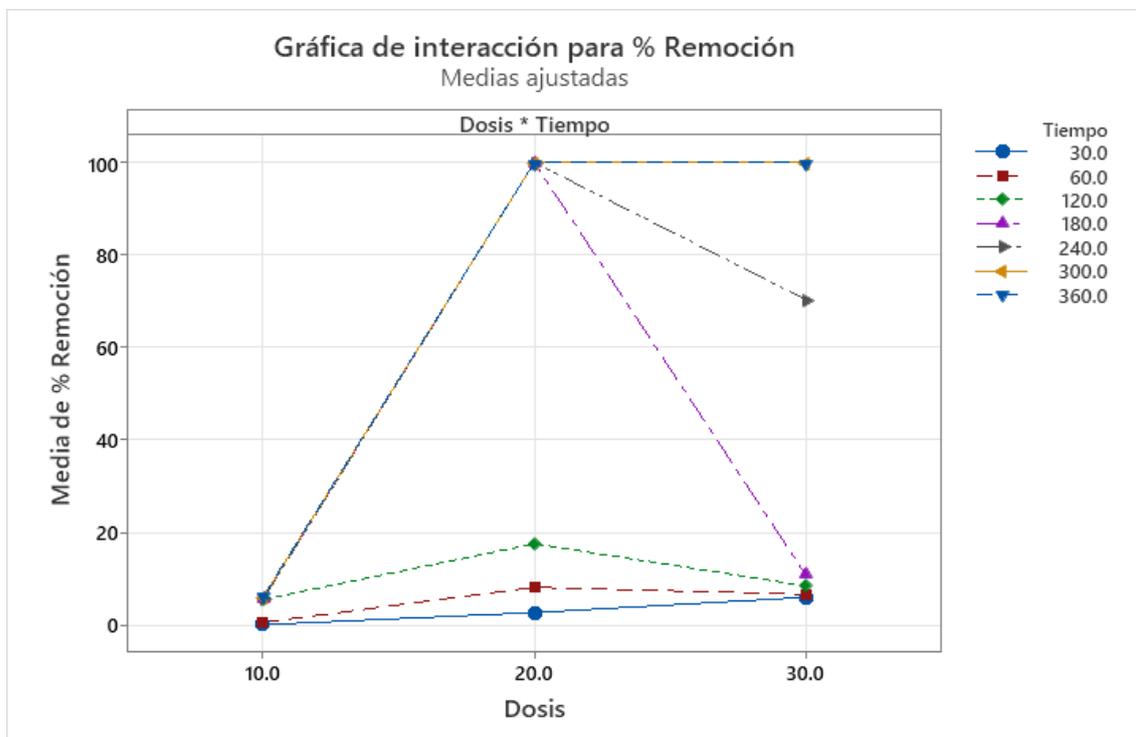
Anexo D. Gráfica de interacción para remoción de hierro con dos factores con el software Minitab 22.



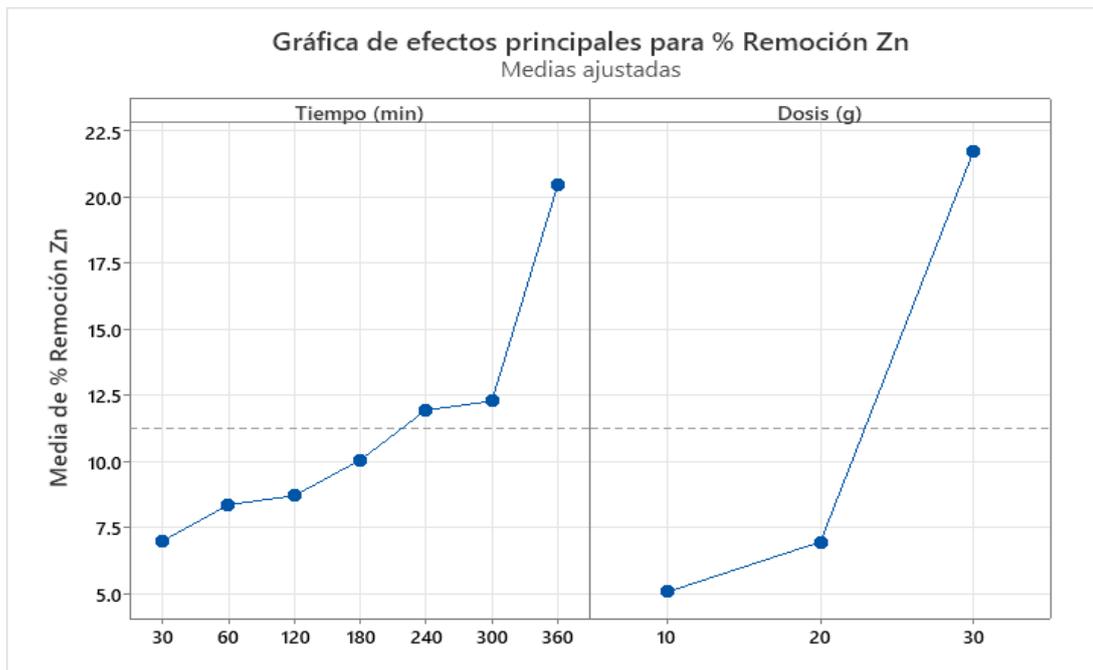
Anexo E. Análisis estadístico de cobre con dos factores con el software Minitab 22.



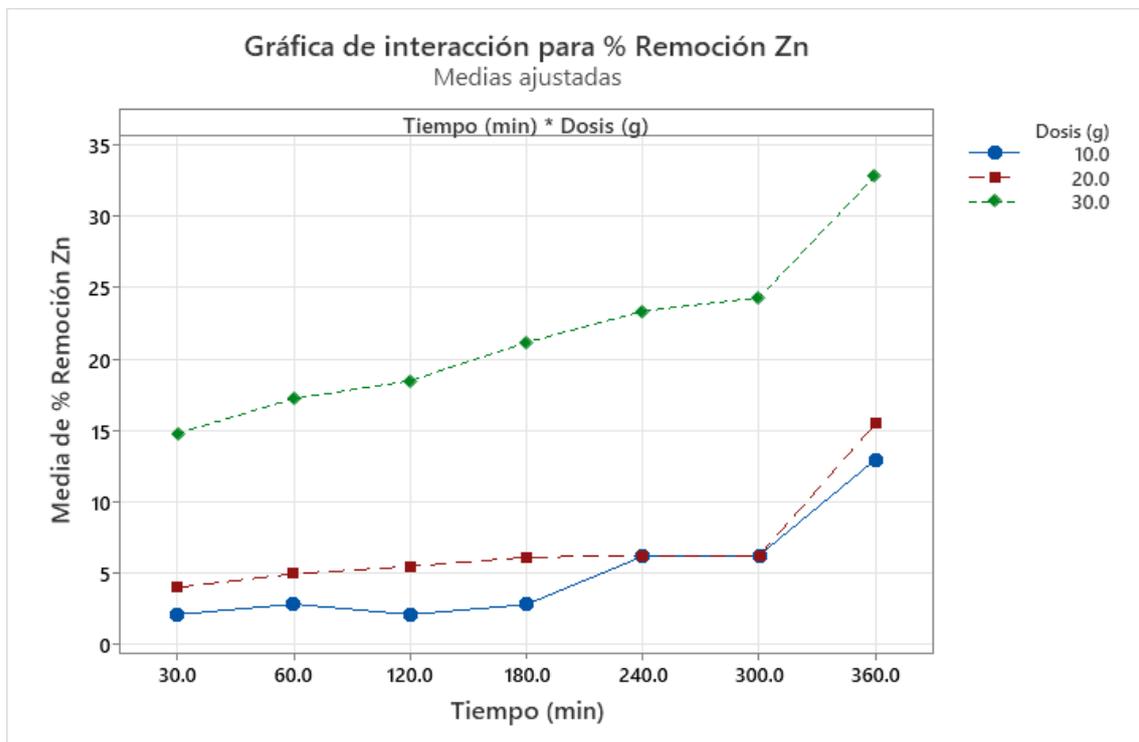
Anexo F. Gráfica de interacción para remoción de cobre con dos factores con el software Minitab 22.



Anexo G. Análisis estadístico de zinc con dos factores con el software Minitab 22.



Anexo H. Gráfica de interacción para remoción de zinc con dos factores con el software Minitab 22.



Apéndice. Galería de Fotografías



Foto 1: Izquierda: multiparámetro portátil Hach; derecha: Espectrofotómetro Agilent Technologies 240-F



Foto 2. Preparación de estándares para lectura en absorción atómica

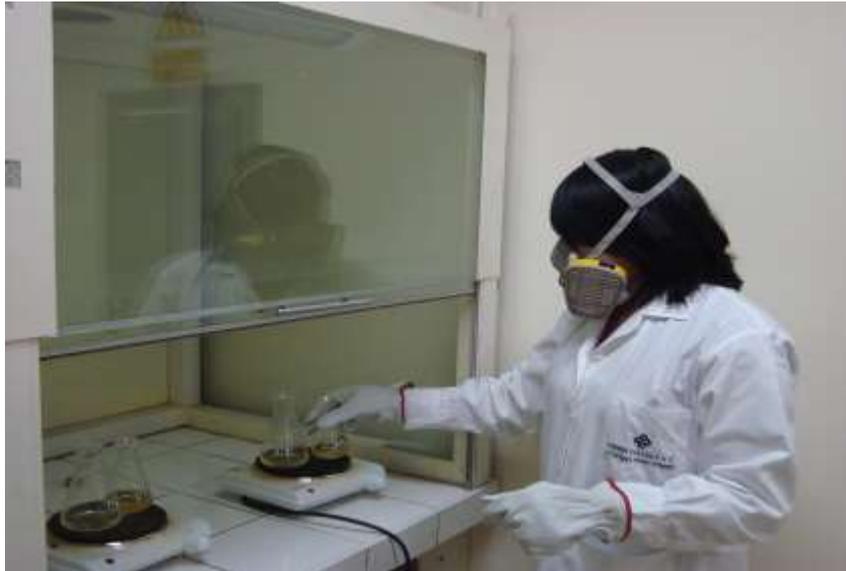


Foto 3. Realizando Análisis de Fe, Cu y Zn en DAM tratado



Foto 4. Realizando lectura en equipo de absorción atómica

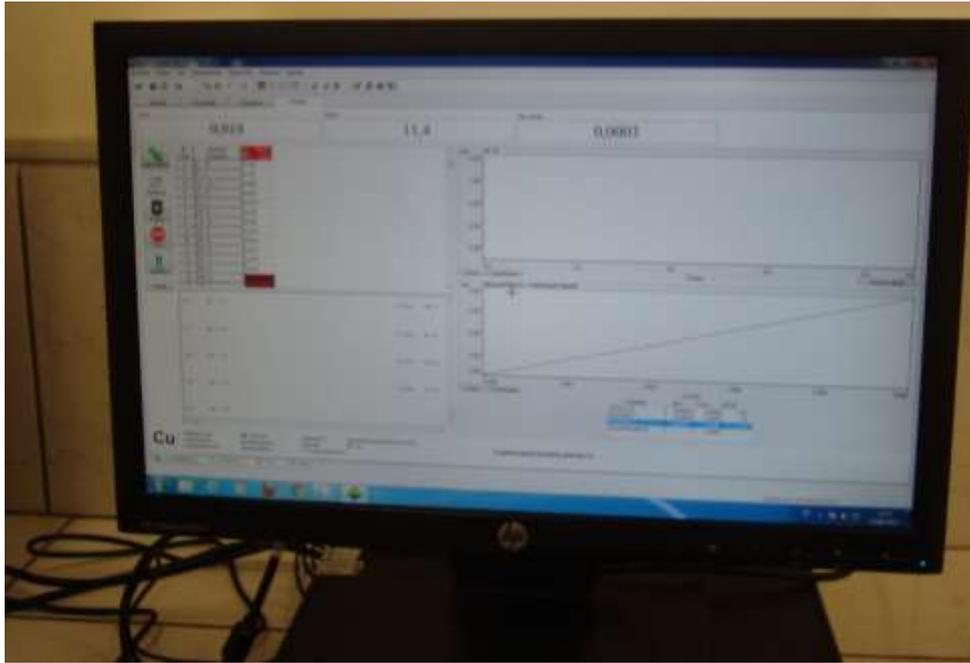


Foto 5. Procesando los datos cuantitativos