

UNIVERSIDAD NACIONAL DEL SANTA
ESCUELA DE POSGRADO
Programa de Maestría en Gestión Ambiental



UNS
ESCUELA DE
POSGRADO

**Eficiencia de sustratos alcalinos dispersos en la remoción
de metales pesados de los drenajes ácidos de minas en la
relavera de Mesapata, Ancash-Perú**

**Tesis para obtener el grado de Maestro en
Ciencias en Gestión Ambiental**

Autor:

Bach. Quiroz Santos, Rhoydi Luvick

DNI. N° 70354264

Código ORCID: 0000-0002-6800-090X

Asesora:

Dra. Castañeda Chirre, Elvira Teófila

DNI. N° 15744138

Código ORCID. 0000-0002-1953-8869

Nuevo Chimbote - PERÚ
2025



UNS
POSGRADO

CONSTANCIA DE ASESORAMIENTO DE LA TESIS DE MAESTRÍA

Yo, Elvira Teofila Castañeda Chirre, mediante la presente certifico mi asesoramiento de la Tesis de Maestría titulada **"Eficiencia de sustratos alcalinos dispersos en la remoción de metales pesados de los drenajes ácidos de minas en la relavera de Mesapata, Ancash-Perú"**, elaborada por el bachiller **Rhoydi Luvick Quiroz Santos**, para obtener el Grado Académico de Maestro en Ciencias en Gestión Ambiental en la Escuela de Posgrado de la Universidad Nacional del Santa.

Nuevo Chimbote, setiembre de 2025.

Elvira Teofila Castañeda Chirre
DNI N°: 15744138
Código ORCID: 0000-0002-1953-8869



UNS
POSGRADO

CONFORMIDAD DEL JURADO EVALUADOR

"Eficiencia de sustratos alcalinos dispersos en la remoción de metales pesados de los drenajes ácidos de minas en la relavera de Mesapata, Ancash-Perú"

TESIS PARA OPTAR EL GRADO ACADÉMICO DE MAESTRO EN CIENCIAS EN GESTIÓN AMBIENTAL

Revisado y aprobado por el Jurado Evaluador

Dr. Rómulo Eugenio Loayza Aguilar
PRESIDENTE
Código ORCID: 0000-0002-1247-8277
DNI N°: 32813194

Dr. Víctor Alejandro Ascurra Valle
SECRETARIO
Código ORCID: 0000-0001-5755-5267
DNI N°: 17866619

Elvira Teofila Castañeda Chirre
VOCAL
Código ORCID: 0000-0002-1953-8869
DNI N°: 15744138



UNS
ESCUELA DE
POSGRADO

ACTA DE EVALUACIÓN DE SUSTENTACIÓN DE TESIS

A los cuatro días del mes de setiembre del año 2025, siendo las 12:00 horas, en el aula P-01 de la Escuela de Posgrado de la Universidad Nacional del Santa, se reunieron los miembros del Jurado Evaluador, designados mediante Resolución Directoral N° 666-2025-EPG-UNS de fecha 09.07.2025, conformado por los docentes: Dr. Rómulo Eugenio Loayza Aguilar (Presidente), Dr. Víctor Alejandro Ascurra Valle (Secretario) y Dra. Elvira Teófila Castañeda Chirre (Vocal); con la finalidad de evaluar la tesis titulada: **"EFICIENCIA DE SUSTRATOS ALCALINOS DISPERSOS EN LA REMOCIÓN DE METALES PESADOS DE LOS DRENAJES ÁCIDOS DE MINAS EN LA RELAVERA DE MESAPATA, ANCASH-PERÚ"**; presentado por el tesista Br. Rhydi Luvick Quiroz Santos, egresado del programa de Maestría en Gestión Ambiental.


Sustentación autorizada mediante Resolución Directoral N° 733-2025-EPG-UNS de fecha 08 de agosto de 2025 y reprogramada con Resolución Directoral N° 775-2025-EPG-UNS de fecha 26 de agosto de 2025.

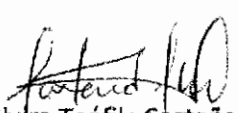
El Presidente del jurado autorizó el inicio del acto académico; producido y concluido el acto de sustentación de tesis, los miembros del jurado procedieron a la evaluación respectiva, haciendo una serie de preguntas y recomendaciones al tesista, quien dio respuestas a las interrogantes y observaciones.

El jurado después de deliberar sobre aspectos relacionados con el trabajo, contenido y sustentación del mismo y con las sugerencias pertinentes, declara la sustentación como APROBADO, asignándole la calificación de DIECINUEVE (19).

Siendo las 13:00 horas del mismo día se da por finalizado el acto académico, firmando la presente acta en señal de conformidad.


Dr. Rómulo Eugenio Loayza Aguilar
Presidente


Dr. Víctor Alejandro Ascurra Valle
Secretario


Dra. Elvira Teófila Castañeda Chirre
Vocal/Asesor

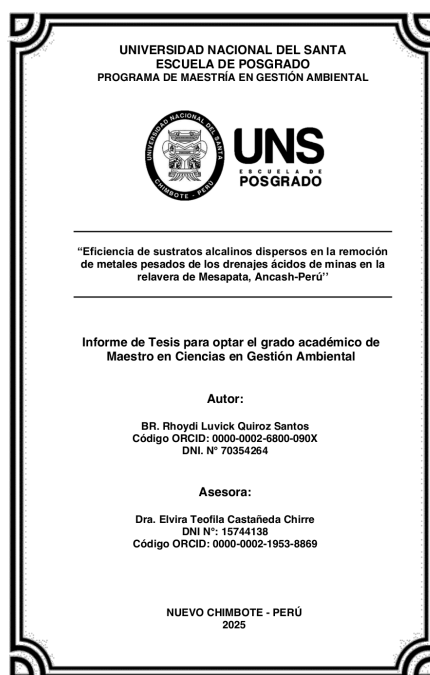


Recibo digital

Este recibo confirma que su trabajo ha sido recibido por **Turnitin**. A continuación podrá ver la información del recibo con respecto a su entrega.

La primera página de tus entregas se muestra abajo.

Autor de la entrega: Rhyodi Luvick QUIROZ SANTOS
Título del ejercicio: POSGRADO EJERCICIO 02
Título de la entrega: TESIS_UNQ QUIROZ_2025_MAESTRÍA_FINAL - CORREGIDA.pdf
Nombre del archivo: TESIS_UNQ QUIROZ_2025_MAESTRÍA_FINAL_-_CORREGIDA.pdf
Tamaño del archivo: 7.44M
Total páginas: 142
Total de palabras: 34,037
Total de caracteres: 176,080
Fecha de entrega: 05-sept-2025 10:50p. m. (UTC-0500)
Identificador de la entrega: 2743179192



INFORME DE ORIGINALIDAD

16%

INDICE DE SIMILITUD

16%

FUENTES DE INTERNET

5%

PUBLICACIONES

6%

TRABAJOS DEL
ESTUDIANTE

FUENTES PRIMARIAS

1	hdl.handle.net	Fuente de Internet	1 %
2	Submitted to Universidad Católica San Pablo	Trabajo del estudiante	1 %
3	repositorio.unfv.edu.pe:8080	Fuente de Internet	1 %
4	repositorio.upsc.edu.pe	Fuente de Internet	1 %
5	Submitted to Universidad Rey Juan Carlos	Trabajo del estudiante	1 %
6	repositorio.ucv.edu.pe	Fuente de Internet	1 %
7	docplayer.es	Fuente de Internet	1 %
8	api repositorio.unh.edu.pe	Fuente de Internet	<1 %
9	repositorio.continental.edu.pe	Fuente de Internet	<1 %

DEDICATORIA

A mis padres, Pedro Quiroz Herrera y Ermelinda Santos Murga, quienes me apoyan incondicionalmente y son mi inspiración. Su amor y sacrificio me han permitido alcanzar mis metas y superar las adversidades. Esta tesis es un reflejo de su dedicación y compromiso en mi formación académica.

A mi esposa, Milagros Palacios Cueva, y a mi hija Antonella. Su amor y comprensión son importantes en mi desempeño profesional.

A mi hermana Janet, en reconocimiento a su esfuerzo académico y trayectoria profesional como ingeniera de sistemas. Agradezco las experiencias compartidas desde nuestra infancia y su constante apoyo en cada etapa de mi vida.

AGRADECIMIENTO

A la Dra. Elvira Teófila Castañeda Chirre, por su valiosa guía con conocimiento y experiencia, apoyo incondicional y compromiso durante todo el proceso de esta investigación.

A los catedráticos de la Universidad que me enseñaron durante el Posgrado, porque sus compromisos y momentos de dedicación por la enseñanza han enriquecido mi formación profesional.

A mis padres, Pedro Quiroz Herrera y Ermelinda Santos Murga, y a mi hermana Janet, por todo su amor, sacrificio y apoyo constante para lograr mis metas y perseverar siempre adelante.

A los integrantes de mi pequeño hogar, Milagros y Antonella, les agradezco por su amor, lealtad, comprensión y presencia que ha sido una fuente de motivación y alegría a lo largo de esta investigación.

A todas las personas que, de alguna u otra manera, participaron en esta investigación.

A todos ustedes, mi más sincero agradecimiento.

ÍNDICE

	Pág.
RESUMEN	xi
ABSTRACT	xii
CAPITULO I: INTRODUCCIÓN.....	1
1.1. Planteamiento y fundamentación del problema de investigación	1
1.2. Formulación del problema de investigación	4
1.2.1. Problema general.....	4
1.2.2. Problema específico	4
1.3. Objetivos de la investigación	5
1.3.1. Objetivo general	5
1.3.2. Objetivos específicos.....	5
1.4. Hipótesis.....	5
1.4.1. Hipótesis general	5
1.4.2. Hipótesis específicas	5
1.5. Justificación e importancia.....	6
1.5.1. Justificación.....	6
1.5.2. Importancia.....	7
CAPITULO II: MARCO TEÓRICO.....	9
2.1. Antecedentes de la investigación	9
2.2. Marco conceptual	12
2.2.1. Drenajes Ácidos de Minas (DAM).....	12
2.2.2. Sustratos alcalinos dispersos (DAS)	19
2.2.3. Metales pesados.....	21
2.2.4. Mecanismos de remoción de metales pesados	27
2.2.5. Gestión de Pasivos Ambientales Mineros en Perú.....	30
2.2.6. Relavera de Mesapata.....	33
CAPÍTULO III: MARCO METODOLÓGICO	35
3.1. Tipo de investigación	35
3.2. Método de la investigación	35
3.3. Diseño o esquema de la investigación	35
3.4. Enfoque de la investigación	35

3.5. Alcance de la investigación.....	36
3.6. Población y muestra	36
3.7. Descripción del experimento.....	36
3.8. Tratamientos.....	42
3.9. Unidades experimentales	42
3.10. Operacionalización de las variables	44
3.11. Diseño estadístico de la investigación.....	45
3.12. Análisis estadístico de datos	45
CAPÍTULO IV: RESULTADOS Y DISCUSIÓN	46
4.1. Resultados	46
4.2. Discusión.....	70
CAPÍTULO V: CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	78
5.1. Conclusiones	78
5.2. Recomendaciones.....	79
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	80
ANEXOS	96

RESUMEN

La presente investigación tuvo como objetivo evaluar la eficiencia de sustratos alcalinos dispersos en la remoción de metales pesados de los drenajes ácidos de minas en la relavera de Mesapata, Ancash-Perú. Para ello, el estudio fue experimental, con diseño completamente al azar (DCA) con arreglo factorial (3x3) con 3 réplicas cada uno, donde se consideró como factor el tipo de sustrato alcalino disperso (hidróxido de calcio – calizo, óxido de magnesio – magnésico y 50/50 % de mezcla de ambos sustratos - mixto) y proporciones de mezcla (20:80, 50:50 y 80:20 % sustrato a viruta). El experimento se trabajó en cuatro fases: preliminar (revisión de información bibliográfica y preparación de equipos), de campo (fabricación, dosificación, instalación y muestreo de las unidades experimentales), de laboratorio (cuantificación de metales pesados divalentes [Cu^{+2} , Pb^{+2} y Zn^{+2}] y trivalentes [Fe^{+3} y Al^{+3}]) y de gabinete (análisis de datos y redacción del informe de Tesis). Los resultados mostraron que DAS calizo y mixto en la primera semana, lograron una remoción máxima de $83,21 \pm 0,35$ y $86,95 \pm 1,19$ % de metales trivalentes como Fe^{+3} y Al^{+3} , respectivamente. Sin embargo, la eficiencia disminuyó drásticamente después de la semana 10 ($24,81/25,23$ y $34,68/35,63$ %, respectivamente). En el caso de los metales divalentes, el DAS calizo mostró menor eficiencia, mientras que los sustratos magnésico y mixto alcanzaron más del 60 % de remoción para Cu^{+2} y Pb^{+2} en la semana 4. Por otro lado, las proporciones de mezcla no presentaron diferencia estadística significativa entre los grupos ($p\text{-valor} > \alpha$). El estudio concluyó que la tecnología DAS aplicada en la relavera de Mesapata permite una remoción efectiva de metales pesados hasta la semana 4 de tratamiento, especialmente cuando se emplean sustratos mixtos que combinan hidróxido de calcio y óxido de magnesio. No obstante, la eficiencia disminuye significativamente si no se incorpora reposición, recirculación o diseño multietapa.

Palabras clave: hidróxido de calcio, óxido de magnesio, metales pesados, Mesapata, relavera, sustrato alcalino disperso.

ABSTRACT

The present investigation aimed to evaluate the efficiency of dispersed alkaline substrates in the removal of heavy metals from acid mine drainage at the Mesapata tailings dam, Ancash-Perú. To this end, the study was experimental, with a completely randomized design (CRD) with a factorial arrangement (3x3) with 3 replicates each, where the type of dispersed alkaline substrate (calcium hydroxide - limestone, magnesium oxide - magnesium and 50/50 % mixture of both substrates - mixed) and mixing proportions (20:80, 50:50 and 80:20 % substrate to chips) were considered as factors. The experiment was carried out in four phases: preliminary (review of bibliographic information and preparation of equipment); field (manufacturing, dosing, installation and sampling of the experimental units); laboratory (quantification of divalent heavy metals [Cu^{+2} , Pb^{+2} and Zn^{+2}] and trivalent metals [Fe^{+3} and Al^{+3}]); and office (data analysis and writing of the thesis report). The results showed that limestone and mixed DAS achieved maximum removal rates of $83,21 \pm 0,35$ % and $86,95 \pm 1,19$ % of trivalent metals Fe^{+3} and Al^{+3} , respectively, in the first week. However, the efficiency decreased dramatically after week 10 ($24,81/25,23$ % and $34,68/35,63$ %, respectively). In the case of divalent metals, the limestone DAS showed lower efficiency, while the magnesium and mixed substrates achieved more than 60 % removal for Cu^{+2} and Pb^{+2} in week 4. On the other hand, the mixing ratios did not present statistically significant differences between the groups ($p\text{-value} > \alpha$). The study concluded that the DAS technology applied to the Mesapata tailings dam allows for effective heavy metal removal up to week 4 of treatment, especially when mixed substrates combining calcium hydroxide and magnesium oxide are used. However, efficiency decreases significantly without incorporating replenishment, recirculation, or a multistage design.

Keywords: calcium hydroxide, magnesium oxide, heavy metals, Mesapata, tailings dam, dispersed alkaline substrate.

CAPITULO I: INTRODUCCIÓN

1.1. Planteamiento y fundamentación del problema de investigación

La minería constituye una de las actividades económicas más relevantes a nivel mundial, debido a su considerable aporte al Producto Bruto Interno (PBI) de numerosos países (Silva, 2021). Sin embargo, cuando esta actividad se lleva a cabo sin una adecuada gestión ambiental y sin la debida autorización, puede desencadenar graves consecuencias para la salud de las personas y el medio ambiente (Paredes *et al.*, 2024). Según la Organización de las Naciones Unidas (ONU, 2023), alrededor de 20 millones de personas en más de 80 países se dedican a la minería artesanal y en pequeña escala, actividades que, por lo general, carecen de regulación y condiciones seguras. Estas formas de minería, afirma ONU (2023), son responsables del 37 % de la contaminación mundial, generando problemas como la intoxicación por metales pesados, drenajes ácidos de minas, pérdida de vegetación, cambio de uso de suelo y alteraciones en el paisaje. Esta problemática se extiende a Latinoamérica, donde, por ejemplo, en la región amazónica, la minería ilegal libera hasta 24 kilogramos de mercurio por kilómetro cuadrado, agravando la situación ambiental (Organización del Tratado de Cooperación Amazónica [OTCA], 2018).

De todos los impactos ambientales de la minería, la contaminación por metales pesados es la más alarmante debido a la toxicidad, bioacumulación y biomagnificación, lo que podría interrumpir gravemente los ecosistemas (Cahuana y Aduvire, 2019). Estas sustancias afectan negativamente a numerosas especies, desde microorganismos hasta peces y aves, alterando las cadenas tróficas y disminuyendo la resiliencia de los ecosistemas frente a otros impactos ambientales (Sánchez, 2022; Tejada *et al.*, 2015). Por ejemplo, el plomo y el zinc, cuando se acumulan en las cadenas alimenticias, afectan la salud de los depredadores superiores y pueden provocar daños neurológicos, problemas reproductivos, trastornos del desarrollo, daño renal, problemas cardiovasculares, alteraciones inmunológicas y cáncer en animales. En las plantas, la acumulación de estos metales puede afectar el crecimiento, la fotosíntesis, la producción de biomasa y alterar procesos metabólicos (Almashhadany *et al.*, 2024; Sani *et al.*, 2022). Todo esto no solo reduce la diversidad biológica, sino que también interfiere en procesos ecológicos esenciales, como la reproducción y el desarrollo vegetal (Cahuana y Aduvire, 2019), constituyendo así una amenaza considerable para la salud del ecosistema en

su conjunto (Álvarez y López, 2023).

En el contexto peruano, los problemas ambientales generados por la minería han cobrado especial relevancia, principalmente por la generación de drenajes ácidos que contaminan los cuerpos de agua cercanos a las zonas de explotación (Gonzales, 2024). Un caso representativo es la relavera de Mesapata, ubicada en Recuay, en la cabecera de la cuenca del río Santa, en Áncash. Esta relavera está clasificada como pasivo ambiental minero y actualmente presenta niveles elevados de metales pesados en el suelo y en el agua, entre los que destacan hierro (Fe^{+3}), aluminio (Al^{+3}), cobre (Cu^{+2}), plomo (Pb^{+2}) y zinc (Zn^{+2}), todos excediendo los límites permitidos por la legislación ambiental vigente (Herreros, 2023). Como resultado, la calidad del agua del río Santa se ha visto gravemente afectada, impactando no solo en los ecosistemas acuáticos, sino también en la vida de aproximadamente 660 957 habitantes que dependen de este recurso para sus actividades diarias y su subsistencia (Pérez, 2018; Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza [UICN], 2011; Valentin, 2024).

Para hacer frente a estos desafíos, en Perú se formalizó la gestión de los pasivos ambientales mineros en 2004, mediante la aprobación de la Ley N° 28271. Esta Ley define los pasivos como instalaciones y residuos de operaciones mineras abandonadas o inactivas que constituyen un riesgo para la salud y el ecosistema. La Dirección General de Asuntos Ambientales del Ministerio de Energía y Minas (MINEM) es la Entidad responsable de identificar, caracterizar y remediar estos pasivos. Sin embargo, la realidad muestra limitaciones significativas, ya que, de acuerdo con la Resolución Ministerial N° 067-2025-MINEM/DM, el 100 % de los pasivos identificados en 2023 carecen de mecanismos de intervención para su remediación, lo que evidencia la ineficacia de las políticas vigentes y la necesidad de un enfoque más sólido.

En este escenario, Activos Mineros S.A.C. (AMSAC), una empresa con capital mixto fundada en 2006, cumple un papel fundamental en la remediación de pasivos ambientales mineros. AMSAC, por disposición del MINEM, se encarga de los proyectos de remediación ambiental minera donde no existe un responsable identificado o el generador no asume la remediación. Sin embargo, la escasez de recursos y la burocracia dificultan la ejecución eficaz de estas acciones, perpetuando la contaminación y el riesgo asociado a los pasivos ambientales mineros.

Un aspecto crítico que agrava la situación es la falta de identificación del responsable de la relavera de Mesapata. Hasta la fecha, el MINEM no ha logrado determinar quién debe asumir la responsabilidad de la remediación, según consta en la Resolución Ministerial N° 056-2025-MINEM/DM, que aprueba la actualización del Inventario Inicial de Pasivos Ambientales Mineros. Esta incertidumbre administrativa ha permitido que la contaminación persista, afectando la salud de los ecosistemas acuáticos y la calidad de vida de las comunidades locales. La ambigüedad en la administración de estos pasivos constituye un obstáculo para la implementación de métodos efectivos de tratamiento, especialmente en la gestión y control de los drenajes ácidos de minas.

Actualmente, existen dos grandes enfoques para el tratamiento de los drenajes ácidos de minas: los métodos activos y los pasivos. Los métodos activos, generalmente químicos, implican la adición de sustancias alcalinas, requieren equipos mecánicos y supervisión constante (Pardavé *et al.*, 2023). Por otro lado, los métodos pasivos emplean procesos naturales, como drenajes anóxicos, generadores de alcalinidad y humedales artificiales, siendo más económicos y sin necesidad de supervisión permanente ni adición de químicos (Campos, 2024; Livia, 2022). Sin embargo, la alta concentración de metales pesados en estos drenajes puede reducir la reactividad de los medios neutralizantes y favorecer la acumulación de precipitados, lo que disminuye la eficacia de ambos métodos (Guayasamín, 2016; Millán *et al.*, 2021; Moreno y Palacios, 2017).

Frente a esta situación, se hace indispensable proponer un enfoque innovador para la remediación de los drenajes ácidos en la relavera de Mesapata. La utilización de sustratos alcalinos dispersos, como el hidróxido de calcio y el óxido de magnesio, emerge como una alternativa viable y económica. Estos materiales poseen la capacidad de neutralizar la acidez y precipitar metales de alto peso molecular, mejorando significativamente la calidad del agua en la zona. Su funcionamiento se basa en la interacción química con los metales disueltos, generando compuestos menos solubles que pueden ser eliminados del agua. Además, su aplicación resulta menos costosa que los métodos convencionales, permitiendo una mayor cobertura en la reparación de áreas vulnerables.

Este estudio analiza la eficiencia de estos sustratos alcalinos en la eliminación de metales pesados, considerando variables como la temperatura y el pH. Esta metodología no solo ofrece una solución técnica a la contaminación de la relavera, sino que también puede

funcionar como un modelo para la implementación de estrategias de remediación más sostenibles en el país. De este modo, se contribuye a la mejora de la calidad del agua y, por ende, a la salud de las comunidades que dependen de este recurso natural.

La propuesta no solo atiende un problema puntual de contaminación, sino que también representa una oportunidad para fomentar la investigación y el desarrollo de tecnologías limpias en el sector minero. La colaboración entre el sector académico, el gobierno y la empresa privada resulta fundamental para la implementación de soluciones que aseguren un futuro sostenible. La mitigación de los pasivos medioambientales es una responsabilidad colectiva y, por ello, es imprescindible poner en marcha acciones concretas que permitan reducir los impactos negativos de la minería sobre el ambiente y la salud pública.

1.2. Formulación del problema de investigación

1.2.1. Problema general

¿Cuál es la eficiencia de sustratos alcalinos dispersos en la remoción de metales pesados de los drenajes ácidos de minas en la relavera de Mesapata, Ancash-Perú?

1.2.2. Problema específico

- ¿Qué tan eficaces son los sustratos alcalinos dispersos en la remoción de metales pesados trivalentes (Fe^{+3} y Al^{+3}) de los drenajes ácidos de minas en la relavera de Mesapata, Ancash-Perú?
- ¿Cuál es la eficiencia de los sustratos alcalinos dispersos en la remoción de metales pesados divalentes (Cu^{+2} , Pb^{+2} y Zn^{+2}) de los drenajes ácidos de minas en la relavera de Mesapata, Ancash-Perú?
- ¿Cómo afectan los sustratos alcalinos dispersos el potencial de hidrógeno y temperatura de los drenajes ácidos de minas en la relavera de Mesapata, Ancash-Perú?

1.3. Objetivos de la investigación

1.3.1. Objetivo general

Evaluar la eficiencia de sustratos alcalinos dispersos en la remoción de metales pesados de los drenajes ácidos de minas en la relavera de Mesapata, Ancash-Perú.

1.3.2. Objetivos específicos

- Calcular la eficiencia de sustratos alcalinos dispersos en la remoción de metales pesados trivalentes (Fe^{+3} y Al^{+3}) de los drenajes ácidos de minas en la relavera de Mesapata, Ancash-Perú.
- Calcular la eficiencia de sustratos alcalinos dispersos en la remoción de metales pesados divalentes (Cu^{+2} , Pb^{+2} y Zn^{+2}) de los drenajes ácidos de minas en la relavera de Mesapata, Ancash-Perú.
- Evaluar el efecto de sustratos alcalinos dispersos en el potencial de hidrógeno y temperatura de los drenajes ácidos de minas en la relavera de Mesapata, Ancash-Perú.

1.4. Hipótesis

1.4.1. Hipótesis general

Los sustratos alcalinos dispersos tienen una eficiencia superior al 70 % en la remoción de metales pesados de los drenajes ácidos de minas en la relavera de Mesapata, Ancash-Perú.

1.4.2. Hipótesis específicas

- La aplicación de sustratos alcalinos dispersos es eficiente en la remoción de metales pesados trivalentes (Fe^{+3} y Al^{+3}) en los drenajes ácidos de minas en la relavera de Mesapata, Ancash-Perú; siendo el hidróxido de calcio el más eficiente en comparación al óxido de magnesio, con una eficiencia relativa del 70 % frente al 20 %, respectivamente.
- Los sustratos alcalinos dispersos son eficientes en la remoción de metales pesados divalentes (Cu^{+2} , Pb^{+2} y Zn^{+2}) de los drenajes ácidos de minas en la relavera de Mesapata, Ancash-Perú; siendo el óxido de magnesio el más eficiente en comparación al hidróxido

de calcio, con una eficiencia relativa del 60 % frente al 25 %, respectivamente.

- La adición de sustratos alcalinos dispersos tiene un efecto positivo en el aumento del potencial de hidrógeno (pH) y la disminución de la temperatura de los drenajes ácidos de minas en la relavera de Mesapata, Ancash-Perú.

1.5. Justificación e importancia

1.5.1. Justificación

La actividad minera en Perú, en especial la relavera de Mesapata, ha originado graves problemas medioambientales, de los cuales la contaminación por metales pesados es uno de los más preocupantes (Herreros, 2023). La justificación de esta investigación radica en la necesidad urgente de abordar la contaminación del agua, que afecta tanto al ecosistema local como a las comunidades dependientes del río Santa; con la implementación de un sistema innovador (sustrato alcalino disperso), que maximiza la capacidad de reacción y reduce la velocidad de encapsulamiento y posterior pasivación del reactivo, como suele suceder en los tratamientos convencionales (Guayasamín, 2016; Moreno y Palacios, 2017). A través de este estudio, se buscó evaluar la eficiencia de los sustratos alcalinos dispersos en la remoción de metales pesados, ofreciendo una alternativa de solución viable a un problema que ha sido ignorado por mucho tiempo. Al entender cómo estos sustratos pueden neutralizar la acidez y precipitar contaminantes, se contribuye no solo a la recuperación del entorno, sino también a la salud pública de miles de personas que dependen de estos recursos.

Además, el enfoque innovador de esta investigación es esencial para cerrar las brechas en la gestión de pasivos ambientales relacionados con la minería. Con el 100 % de los pasivos mineros identificados en 2023 que no tienen proyectos de intervención, es crucial encontrar métodos efectivos que puedan ser implementados de manera inmediata (Resolución Ministerial N° 067-2025-MINEM/DM). Esta investigación no solo proporciona datos sobre la eficacia de los sustratos alcalinos, sino que también crea un modelo que otras regiones afectadas por la minería pueden adoptar. La formalización de un enfoque efectivo para la remediación de estos drenajes ácidos puede ser un paso significativo hacia un manejo más responsable y sostenible de los recursos naturales en el país; en un entorno integrador y multidisciplinario entre los sectores académicos, gubernamentales e inversión privada.

La gestión de los pasivos ambientales es una responsabilidad compartida y requiere de un enfoque colectivo que permita la implementación de soluciones concretas y sostenibles. Por ello, esta investigación se realizó en el contexto de una colaboración interdisciplinaria que involucra a la comunidad académica de la Universidad Nacional Santiago Antúnez de Mayolo - Huaraz, la Municipalidad Provincial de Recuay y la colaboración de la Empresa Aquipal – Ingeniería & Construcción. En ese sentido, la investigación contribuyó a generar conciencia sobre la importancia de la remediación ambiental y el desarrollo de tecnologías limpias, promoviendo un futuro más sostenible para las comunidades afectadas y el entorno natural en el que viven.

1.5.2. Importancia

La importancia de este estudio se centra en la capacidad de optimizar la calidad del agua dentro de la Cuenca del Río Santa. La restauración del equilibrio ecológico en este río, un recurso fundamental para alrededor de 660 957 personas, es el objetivo de abordar la contaminación por metales pesados causada por el drenaje ácido de minas de los relaves de Mesapata (Pérez, 2018; UICN, 2011; Valentin, 2024). La investigación no solo se enfocó en la remoción de contaminantes, sino también en la creación de un entorno más seguro para la biodiversidad local y las comunidades que dependen de ella. La posibilidad de implementar soluciones efectivas podría cambiar la narrativa de la minería en Perú, de un enfoque destructivo a uno que prioriza la sostenibilidad.

Asimismo, la investigación tiene un impacto significativo en la salud pública. Los metales pesados presentes en el agua pueden tener efectos devastadores en la salud de las personas, especialmente en poblaciones vulnerables como niños y ancianos. Al medir la eficacia de los sustratos alcalinos, se están sentando las bases para estrategias que puedan prevenir enfermedades relacionadas con la contaminación del agua. La investigación no solo busca remediar los daños existentes, sino también establecer un marco que prevenga futuros conflictos entre la minería y la salud de las comunidades.

Finalmente, esta investigación representa una oportunidad para impulsar políticas públicas efectivas en la gestión de pasivos ambientales. Al demostrar la viabilidad de los sustratos alcalinos en la remediación de drenajes ácidos, se abre la puerta a la implementación de tecnologías limpias en el sector minero. La colaboración entre diferentes actores será crucial

para fomentar un cambio positivo en las políticas actuales. Esta investigación no solo contribuirá al bienestar de las comunidades afectadas, sino que también será un modelo para otras regiones con problemas similares, promoviendo un desarrollo sostenible y responsable en el ámbito minero.

CAPITULO II: MARCO TEÓRICO

2.1. Antecedentes de la investigación

Millán *et al.* (2024a) en la cuenca del río Odiel (SO de España), Huelva-España, construyeron un sistema DAS en el laboratorio para tratar DAM que estuvo conformado por un tanque de 5 000 cm³ de almacenamiento para el lixiviado ácido de 40 días en distintas etapas del sistema de tratamiento con calcita-DAS y fueron filtradas a 0,45 µm con filtros de teflón, logrando la eliminación del 100 % de Fe y Al, así como de cerca del 90 % de Cu. Además, demostraron una notable capacidad para reducir Zn y Cd en los primeros 14 días, alcanzando eliminaciones del 76 % al 92 %. Sin embargo, el sistema no fue efectivo para eliminar otros metales divalentes, como Co y Ni. El estudio concluyó que el tratamiento de drenaje ácido de minas propuesto para la remediación de las aguas del río Odiel, podría tener un efecto ambiental beneficioso al mejorar la calidad química de estas aguas extremadamente ácidas.

Millán *et al.* (2024b) en la balsa de fosfoyesos de Huelva, Huelva-España, construyeron un sistema de sustrato alcalino disperso en laboratorio, con un tanque de almacenamiento de 5 000 cm³ para el lixiviado ácido insertado a una bomba peristáltica que dirigía el agua a razón de 0,30 mL/min, consiguiendo tasas de eliminación cercanas al 100 % para PO₄, F, Fe, Zn, Cu, Al, Cr y U durante los primeros 20 días del experimento. Además, obtuvieron tasas de eliminación de aproximadamente el 90 % para As en los primeros 5 días. El estudio concluyó que el sistema de tratamiento DAS, que utilizó polvo de óxido de magnesio como material reactivo para eliminar elementos potencialmente tóxicos, ha inducido la precipitación e inmovilización de la mayoría de los contaminantes disueltos en el lixiviado ácido.

Guerrero *et al.* (2024) en drenajes ácidos de mina Concepción, Huelva-España, llenaron los tanques de 960 m³ y 720 m³ con carbonato de bario (BaCO₃) y óxido de magnesio (MgO) secuencial y tomaron muestras de agua en diferentes puntos de la planta de tratamiento durante 8 meses, en la que recolectaron 12 muestras para luego ser filtrados a través de filtro Millipore de 0,45 µm, logrando la remoción de sulfato promedio de 60 %, donde el BaCO₃ mostró una eficiencia superior al del MgO, mejorando la alcalinidad y reduciendo la acidez

a un 30 %. El estudio concluyó que la notable eficacia de la planta tras el tratamiento con BaCO_3 demostró por su adhesión a los estándares internacionales de calidad ambiental del agua para la mayoría de los contaminantes.

Colonio (2024) en la relavera Quiulacocha en Cerro de Pasco, Pasco-Perú, llevó a cabo la implementación en el laboratorio con tres estanques de vidrio ($0,69 \text{ m}^3$, cada uno) configurado en estratos con roca caliza y complementado con grava, arena y lecho orgánico, logrando que el sistema de tratamiento logró las mayores eficiencias de remoción en un periodo de 25 días, alcanzando un 94,40 % para el cadmio, 95,67 % para el cobre, 94,96 % para el plomo, 92,53 % para el zinc y 96,72 % para el hierro. En comparación, en un tiempo de 20 días, obtuvo eficiencias similares para los mismos metales, con valores de 94,01 %, 95,68 %, 94,73 %, 92,44 % y 96,67 %, respectivamente. El estudio concluyó que los drenajes ácidos de mina en la relavera representaban una fuente de contaminación importante a considerar en los procesos de remediación urgente y, que el método de tratamiento, podría implementarse por las eficiencias de remoción obtenidas en esta investigación.

Jayahansani *et al.* (2023) en la mina a cielo abierto de Filon Norte, Huelva – España, recolectaron muestras de agua con drenaje ácido de minas en recipientes de polietileno que habían sido prelavados con una solución al 10 % de ácido nítrico (HNO_3), evidenciando que el pH del DAM medido en el campo fue de 1,80 unidades, lo que indicó la gravedad de la contaminación por este tipo de drenajes en la zona donde se recolectaron las muestras y para la eliminación de elementos de tierras raras (REE) mostraron una eficiencia de 99,70 %. El estudio concluyó que la mejora efectiva del drenaje podría considerarse beneficiosa desde una perspectiva ambiental, y para la recuperación de elementos críticos de interés económico, como los REE.

Millán *et al.* (2023a) en la mina de Parys Mountain (Gales), Andalucía-España, construyeron dos sistemas DAS multietapa (caliza-DAS con MgO -DAS o BaCO_3 -DAS) para el tratamiento de los drenajes ácidos, evidenciando que la integración de dos conjuntos de caliza-DAS, seguida de un MgO -DAS, alcanzó porcentajes promedio de eliminación del 100 % para Fe, Al, Zn, Cu, Mn, As y Co, y superiores al 96 % para Cd y Ni. Sin embargo, este sistema de tratamiento de múltiples etapas no fue efectivo para eliminar SO_4 , con una eliminación de aproximadamente 7 %. El estudio concluyó que la tecnología DAS es apropiada para el tratamiento de drenaje ácido altamente ácido y contaminado,

especialmente en áreas mineras de climas oceánicos templados y húmedos.

Millán *et al.* (2023b) en la parte media de la cuenca del río Odiel, Huelva-España, construyeron un tanque de 5 L de almacenamiento conectados a una bomba peristáltica que sirvió para conducir el agua ácida; evidenciando que el lixiviado presentó una alta acidez, con un pH de 2,73, y altas concentraciones de contaminantes disueltos. Sin embargo, el ambiente alcalino logrado en los 14 días permitió la retención total de Al, Fe, Cu, Cd y tierras raras. El estudio concluyó que la implementación de la tecnología DAS, utilizando un residuo sólido alcalino que proviene del tratamiento de lixiviados de fosfoyesos es viable para el tratamiento de drenajes ácidos de minas.

Kotte *et al.* (2023) en la segunda mina más contaminada de la Faja Pirítica Ibérica (IPB), España, recolectaron muestras de drenajes ácidos en un periodo intermedio de húmedo y seco y, añadieron diferentes cantidades de cenizas de biomasa (BA), escoria de alto horno (BFS), hidróxido de sodio (NaOH) de grado analítico y carbonato de calcio (CaCO_3) a la solución de drenajes ácidos para determinar la cantidad de cada material para alcanzar un pH de 6,50; logrando que los cuatro materiales alcalinos demostraron una tasa de eliminación superior al 99,70 % de elementos de tierras raras (REE). No obstante, las concentraciones residuales más bajas de REE, fueron obtenidas al utilizar CaCO_3 para el proceso de alcalinización. El estudio concluyó que esclarecer el destino de los REE a lo largo del sistema de tratamiento pasivo facilitaría el aumento de la concentración de estos elementos en los sólidos precipitados, lo que permitiría su recuperación en una fase posterior.

Apaza (2022) en experimentos a nivel de laboratorio, Puno-Perú, estructuró el sistema DAS en dos etapas, con un caudal de operación de 1,50 L/día y 10 días de tiempo de retención. En la etapa 1 DAS-Ca, utilizó una mezcla que consistía en 25,00 % (v/v) de cáscaras de huevo y 75,00 % (v/v) de virutas de madera de pino. En la etapa 2 DAS-Mg, con una composición de 12,50 % (v/v) de óxido de magnesio y 87,50 % (v/v) de virutas de madera de pino; reportando una remoción del 80 % de sólidos suspendidos totales, 99,90 % para aluminio, 99,96 % para cadmio, y 99,20 % para hierro. El estudio concluyó que el sistema DAS utilizando residuos agroindustriales demostró una alta eficiencia en el tratamiento de aguas ácidas de mina en condiciones de laboratorio, permitiendo que el agua tratada cumpla con los límites establecidos en el D.S. N° 010-2010-MINAM para la descarga de efluentes de actividades mineras-metalúrgicas.

Millán *et al.* (2021) en la balsa de fosfoyesos en marismas del río Tinto, Huelva-España, construyeron un sistema sustrato alcalino disperso en laboratorio, con un tanque de almacenamiento de 5 000 cm³, una columna reactiva de 568 cm³ configurada con dos estratos (80% (v/v) de virutas de madera y 20% (v/v) de Ca(OH)₂), conectada con un vaso de decantación de 445 cm³; logrando la remoción total de PO₄, F, Fe, Zn, Al, Cr, U y As en solución y 73 % de cobre y 45 % de SO₄. El estudio concluyó que la solución propuesta podría implementarse en diversas regiones del mundo que enfrentan las consecuencias ambientales de un residuo tan nocivo, generando un impacto positivo y significativo en la industria de fertilizantes y, sobre todo, en la sociedad, que a menudo asume las responsabilidades ambientales derivadas de las actividades industriales.

2.2. Marco conceptual

2.2.1. Drenajes Ácidos de Minas (DAM)

Formación

Los DAM se definen como la formación de aguas ácidas ricas en sulfatos y metales pesados (Pardavé, 2023). Este fenómeno, en primer lugar, es el resultado de una serie de reacciones químicas complejas e interrelacionadas, influenciadas por varios factores, tales como las concentraciones de minerales sulfurosos reactivos y, por otro lado, la presencia o ausencia de agua y atmósfera húmeda, y la acción de oxidantes. Entre estos oxidantes, se encuentran el oxígeno, iones férricos (Fe⁺³) y microorganismos como el *Thiobacillus ferrooxidans*, por ejemplo (Denegri y Iannacone, 2020).

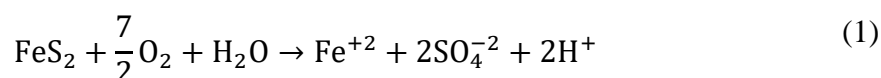
La formación de DAM ocurre principalmente debido a la lixiviación de sulfuros metálicos, como la pirita (FeS₂), que se encuentran en los residuos mineros y en las rocas expuestas durante las actividades de minería (Collahuazo *et al.*, 2025). Cuando estos minerales son expuestos a la humedad y a condiciones oxidantes, se produce una oxidación que genera un descenso en el pH del agua, resultando en la liberación de metales pesados y otros contaminantes (López y Hernández, 2024).

La oxidación de la pirita es fundamental en este proceso, ya que es la forma más común de los minerales sulfurosos (Martínez, 2018). Este proceso se inicia con la oxidación de los

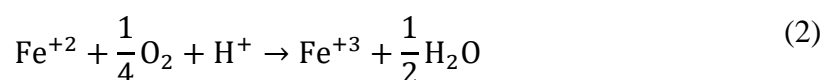
sulfuros de hierro, donde el sulfuro se libera para formar acidez y el hierro se libera inicialmente como Fe^{+2} . Al contacto con el aire, el Fe^{+2} se oxida a Fe^{+3} , lo que tiende a bajar el pH de la solución (Muedas, 2015). A pHs superiores a 3,20, el $\text{Fe}(\text{OH})_3$ precipita, liberando iones H^+ y aumentando la velocidad de reacción. Además, las bacterias del género *Thiobacillus* juegan un papel crucial en la producción de Fe^{+3} , especialmente cuando el pH del DAM es inferior a 3,20 (Beleño, 2022; Denegri y Iannacone, 2020). Este fenómeno puede llevar a la contaminación de aguas superficiales y subterráneas, así como a ecosistemas acuáticos, convirtiéndose en un problema ambiental significativo en muchas regiones mineras (Palo, 2021).

Bwapwa, Jaiyeola y Chetty (2017) explican la dinámica de formación de los DAM, de la siguiente manera:

En la Ecuación 1 se muestra la oxidación de la pirita a sulfato, mediante la intervención del oxígeno como el agente oxidante principal:



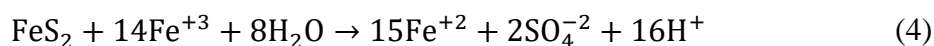
Posteriormente, el ion ferroso (Fe^{+2}) es oxidado a ion férrico (Fe^{+3}); aunque esta reacción es muy lenta cuando el agente oxidante es solo el oxígeno molecular (Ecuación 2).



El destino del Fe^{+2} depende del pH del medio. Si el pH es superior a 4,50 unidades, este se oxida e hidroliza para formar hidróxidos que son precipitados de color rojo-naranja, dado que el hierro pierde solubilidad al incrementarse el pH (Ecuación 3).



Sin embargo, si el pH es inferior a 4,50 unidades, la reacción principal y dominante es la oxidación del Fe^{+2} a Fe^{+3} . Este último actúa como el agente oxidante que reemplaza al oxígeno y genera mayor acidez en el medio (Ecuación 4).



Caracterización de drenajes ácidos de minas

Teniendo en cuenta el pH del drenaje y el grado de alcalinidad/acidez de los minerales, Morin y Hurt (2001) clasificaron en cuatro categorías, tal como se muestra en la Tabla 1.

Tabla 1

Caracterización de drenajes en relación al pH y grado de alcalinidad/acidez

Clase	pH	Descripción
Ácido	<6	Acidez producida, principalmente, por los sulfuros. En presencia de oxígeno, agua y/o microorganismos catalizadores de sulfuros. Mayor concentración de metales disueltos que en los drenajes neutros. Origen: minería de carbón y metálicas.
Alcalino	<10;14]	Alcalinidad producida, principalmente por los hidróxidos, óxidos y silicatos (minerales básicos). Alcalinidad depende del ion bicarbonato. Normalmente, el Aluminio se presenta en mayores concentraciones en comparación que en los drenajes neutros. Origen: procesamiento de bauxita, cenizas de carbón y diamante. Más usuales en minas subterráneas que en las superficiales.
Casi neutro	[6;10>	La alcalinidad/acidez, depende de la concentración de minerales (en ocasiones tóxicos).
Otros	Irrelevante	Origen: minería no metálica.

Nota. Tabla tomada de Aduvire, O. (2006). Drenaje ácido de mina: generación y tratamiento. p. 3. https://info.igme.es/sidpdf/113000/258/113258_0000001.pdf

Efectos del drenaje ácido de minas

Los drenajes son producidos por la oxidación, principalmente de sulfuros, durante la extracción de minerales, resultando en aguas altamente ácidas que contienen altas

concentraciones de metales disueltos y elevada acidez (Pérez, 2019). Al mezclarse con aguas de ríos y fuentes subterráneas, generan graves problemas ambientales, siendo extremadamente tóxicos para la vida acuática (Ramírez y Ruíz, 2024). Esta toxicidad, además, puede llevar a la destrucción de la biota y provocar corrosión en infraestructuras, además de contaminar fuentes de agua dulce en áreas ya afectadas por la escasez hídrica (Pabón, 2020).

El impacto negativo de los DAM es significativo, porque provoca la acidificación del agua y la liberación de metales tóxicos como arsénico, plomo, cadmio y otros que pueden dañar tanto la flora como la fauna acuática (Chiquillo, 2021; Pardavé *et al.*, 2022). Además, representa un riesgo considerable para las comunidades cercanas (Álvarez, 2017). La movilidad de ácidos, sulfatos y metales tóxicos —incluidos el hierro, aluminio, manganeso, zinc, cobre, plomo, mercurio, cadmio, níquel y arsénico—, así como la presencia de sólidos en suspensión, agravan esta problemática (González *et al.*, 2022; Zevallos, 2016). Por lo tanto, el DAM es una amenaza muy peligrosa, debido a su impacto negativo (Huiza y Orellana, 2015; Lagarrigue, 2022 Ore, 2017). Por ende, es importante implementar estrategias de gestión y desarrollar métodos de tratamiento que neutralicen la acidez y eliminen los metales de estos drenajes (Mamani, 2023; Noriega, 2024).

Tratamiento de drenajes ácidos de minas

Hoy en día, existen diferentes configuraciones de métodos de tratamiento para los drenajes ácidos de minas. Por lo general, estas alternativas se dividen en dos categorías: activos y pasivos (Ccaicuri y Sime, 2024; Denegri y Iannacone, 2020).

Tratamientos activos. Son procesos, normalmente de naturaleza química, en los cuales se añaden sustancias alcalinas y requieren equipos mecánicos y supervisión permanente (Pardavé *et al.*, 2023). Asimismo, estos tratamientos se llevan a cabo durante la fase de explotación minera y tienden a ser costosos (Glatstein y Francisca, 2023). Por otro lado, los métodos activos para abordar problemas ambientales en las minas a menudo superan los recursos financieros de los gobiernos locales, los cuales deben asumir estos costos una vez que las operaciones mineras han concluido (Sánchez y Ferreira, 2016). Es importante destacar que el tratamiento activo, por lo general, son implementados durante la fase de operación de las minas (Arismendy, 2020).

Entre algunas de las configuraciones o tipos de tratamientos activos se tienen los siguientes (De La Cruz, 2019; Rodríguez, 2021):

Neutralización-Precipitación. Este método implica la adición de sustancias alcalinas, como cal, para neutralizar la acidez y precipitar metales disueltos.

Intercambio iónico. Utiliza resinas para intercambiar iones en el agua, eliminando metales pesados.

Tecnología de membranas. Emplea membranas semipermeables para separar contaminantes del agua.

Tratamiento biológico. Involucra el uso de microorganismos sulfato-reductores para reducir la acidez y eliminar metales.

Electrólisis. Utiliza corriente eléctrica para precipitar metales y neutralizar la acidez del agua.

Tratamientos Pasivos. Utilizan procesos naturales, como drenajes anóxicos, generadores de alcalinidad y humedales artificiales (Livia, 2022). Incluso, son más económicos porque no necesitan la adición de productos químicos ni requieren supervisión continua durante su aplicación (Campos, 2024). Del mismo modo, el tratamiento pasivo utiliza la disolución de carbonato de calcio, en forma de piedra caliza, para generar alcalinidad que neutraliza la acidez y eleva el pH, facilitando así la precipitación de metales solubles en medios ácidos (Colonio, 2024). Los sistemas pasivos son herramientas complementarias diseñadas para la recuperación de sitios mineros cerrados o abandonados (Arismendy, 2020).

Entre algunos de las configuraciones o tipos de tratamientos activos se tienen los siguientes (Lagarrigue, 2024; Perdavé *et al.*, 2022; Sánchez, 2022):

Humedales artificiales. Sistemas que utilizan vegetación y sustratos para tratar el agua, promoviendo la precipitación de metales y la reducción de acidez.

Humedales aeróbicos. Diseñados para permitir la aireación y oxidación de metales.

Humedales anaeróbicos. Utilizan materia orgánica y carbonatos para tratar el agua en condiciones anóxicas.

Drenajes anóxicos en calizas. Sistemas que utilizan caliza para neutralizar la acidez y promover reacciones químicas que reducen metales.

Barreras reactivas permeables. Estructuras que permiten el paso del agua y utilizan materiales reactivos para eliminar contaminantes.

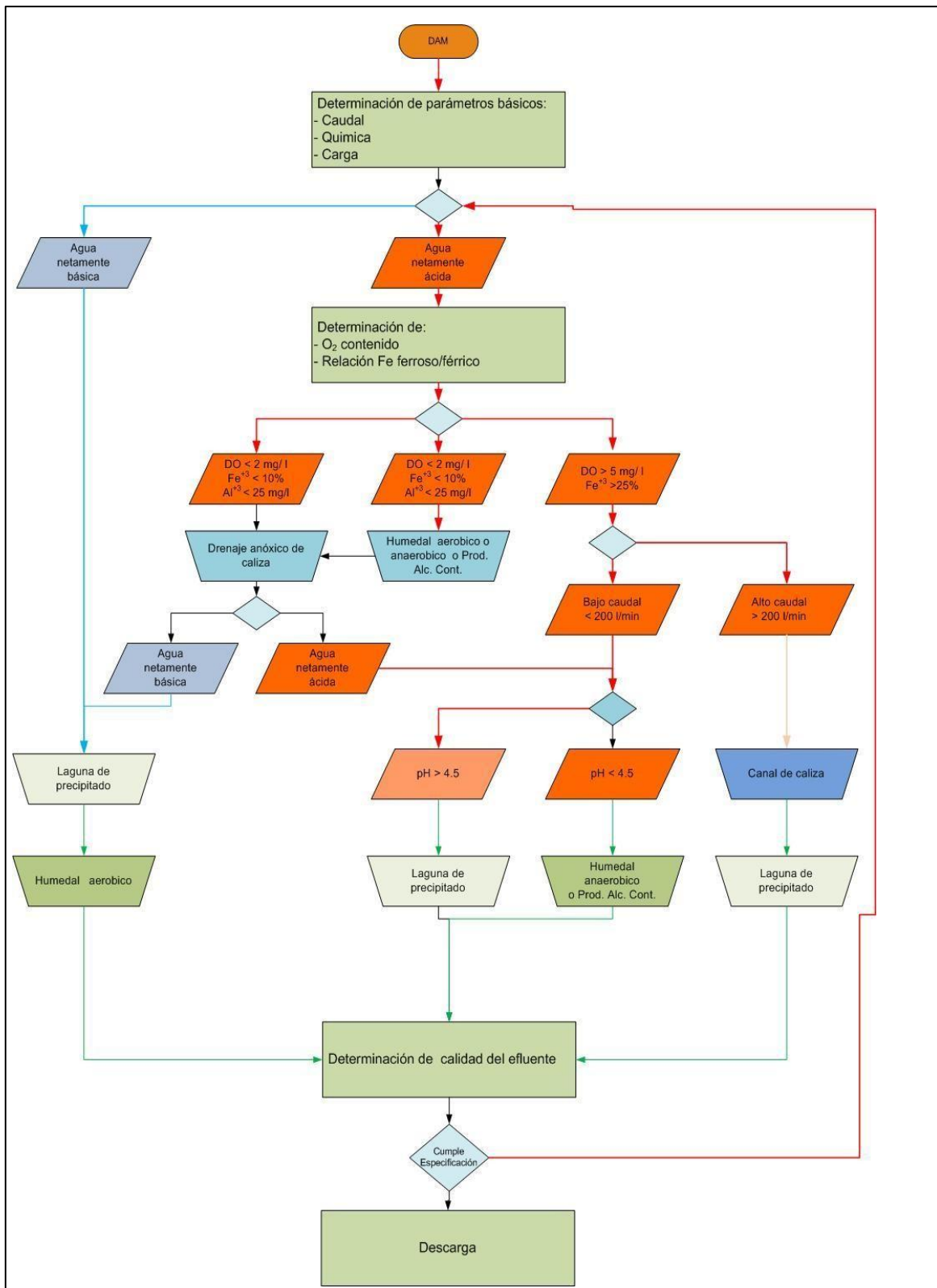
Sistemas de producción continua de alcalinidad. Diseñados para generar alcalinidad de manera continua y tratar el agua ácida.

Canales de caliza. Estructuras que permiten el flujo de agua a través de caliza para neutralizar la acidez.

Si bien existen infinidad de tratamientos, lo importante es tener en cuenta los criterios de selección de estas alternativas (Figura 1), además de (en caso de tratamiento que incluyen neutralización con sustratos alcalinos) garantizar o maximizar la cantidad de drenaje a ser remediada a niveles de pH y concentraciones de metales pesados finales estables y que cumplan los estándares de calidad ambiental requeridos.

Figura 1

Criterio de selección de alternativas de tratamiento de drenajes ácidos de minas



Nota. Figura tomada de Sánchez, J. y Ferreira, J. (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_arttext&pid=S2519-53522016000100003&lng=es&tlng=es

2.2.2. Sustratos alcalinos dispersos (DAS)

Los DAS se compone de un reactivo de grano fino, como la caliza, mezclado con un material inerte de grano grueso (Sánchez, 2022). Esta combinación, por un lado, no solo proporciona una alta superficie específica, sino que, por otro lado, también permite la formación de poros grandes que mejoran la permeabilidad del sistema (Cisneros, 2017). En consecuencia, al evitar la obstrucción de los poros por precipitados, el DAS se presenta como una alternativa prometedora frente a los tratamientos convencionales que sufren de pasivación y pérdida de reactividad (León, 2023).

Los flujos de drenaje ácido a menudo contienen concentraciones elevadas de metales pesados, lo que agrava los problemas de reactividad en los tratamientos pasivos (Millán *et al.*, 2021). Por otro lado, los precipitados tienden a acumularse en las superficies del material reactivo, reduciendo la efectividad del tratamiento (Guayasamín, 2016; Moreno y Palacios, 2017). Sin embargo, la implementación del DAS permite superar estos desafíos, ya que su diseño modular facilita la circulación del flujo a través del material reactivo, lo que a su vez ayuda a mantener la capacidad de reacción frente a metales como el hierro y el aluminio (Apaza, 2022; Sgier *et al.*, 2015). Además, diferentes estudios indican que el uso de caliza como sustrato alcalino disperso no solo favorece la oxidación de Fe^{+2} , sino que también promueve la hidrólisis de Fe^{+3} , permitiendo la precipitación de compuestos como schwertmannita y geotita en las primeras etapas del tratamiento (Colonio, 2024; Guayasamín, 2016).

Sin embargo, la eliminación de metales divalentes como Zn^{+2} , Mn^{+2} , Ni^{+2} , Cd^{+2} y Co^{+2} presenta un reto adicional (Sgier *et al.*, 2015). A pesar de que los métodos geoquímicos, como la disolución de calcita y la adsorción, han mostrado alguna efectividad, estos procesos son frecuentemente limitados por el pH alcanzado en condiciones de campo, que rara vez supera 7 unidades (Guayasamín, 2016). Esta limitación es crítica, porque un pH insuficiente no efectiviza la precipitación adecuada de metales divalentes, dejando residuos de estos contaminantes en el agua en tratamiento (Collahuazo *et al.*, 2025). Además, el efecto tóxico de los metales en el desarrollo de las bacterias sulfato-reductoras, dificulta aún más la situación (Colonio, 2024). Por ende, la saturación rápida de los sitios de adsorción e intercambio iónico se vuelve un problema común en sistemas de tratamiento que manejan altas cargas metálicas como los drenajes.

Frente a las limitaciones descritas en el párrafo precedente, la segunda columna en el sistema de tratamiento configurada como DAS-magnésico, se presenta como una alternativa a evaluar. En este contexto, la incorporación de óxido de magnesio (MgO) ha demostrado ser particularmente eficiente en la remoción de metales divalentes, por su capacidad para elevar el pH a niveles superiores a 8,50 unidades (Collahuazo *et al.*, 2025; Guayasamín, 2016). Este rango de pH facilita la precipitación de metales (Guayasamín, 2016). Además, diversas investigaciones han mostrado que, al disolverse el MgO, se genera un entorno favorable para la precipitación de metales como Zn^{+2} y Ni^{+2} , elementos abundantes en los drenajes ácidos (Collahuazo *et al.*, 2025). Por lo tanto, la capacidad del DAS-magnésico para interactuar con estos metales divalentes proporciona una alternativa complementaria a los sistemas de tratamiento, maximizando la remoción a través de procesos geoquímicos basados en el pH.

Sin embargo, la reactividad maximizada del sistema DAS-magnésico también podría presentar inconvenientes. Normalmente, el problema habitual es debido al recubrimiento de las superficies reactivas por el uso exclusivo de MgO de grano fino (Guayasamín, 2016). Como resultado, este encapsulamiento puede limitar la eficacia del tratamiento, porque las partículas reactivas podrían volverse menos accesibles para las reacciones químicas requeridas. Por ende, para mitigar o reducir este inconveniente, surgen alternativas como el mezclado de MgO con materiales inertes, como la arena de cuarzo o viruta de madera (Collahuazo *et al.*, 2025). Esta combinación mejora considerablemente la permeabilidad del medio, facilitando el flujo de agua y la interacción de los metales con la superficie reactiva del sustrato alcalino y, evita la saturación de los poros rápidamente (Millán *et al.*, 2021).

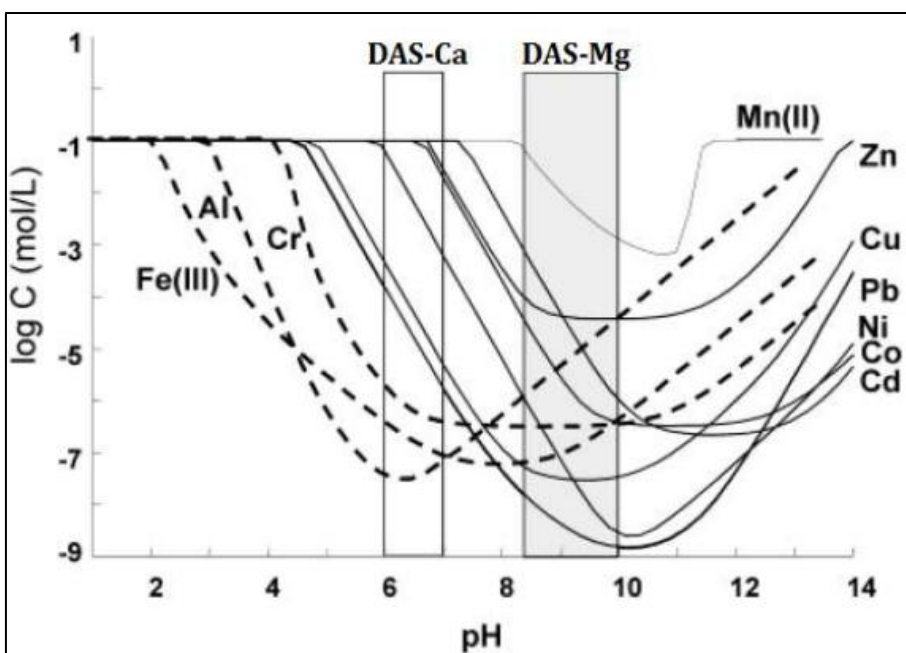
Los resultados obtenidos en diferentes investigaciones con experimentos en laboratorio, han mostrado que la combinación del sistema DAS-caliza y DAS-magnésico, preferiblemente configuradas en serie, mejora la eficiencia de la remoción de metales y permite un control más adecuado de las condiciones del medio en tratamiento (Figura 2) (Colonio, 2024; Collahuazo *et al.*, 2025). Estas configuraciones con sistema DAS permite optimizar los procesos de precipitación y adsorción (Millán *et al.*, 2021). La eficiencia de esta alternativa de tratamiento es una solución viable, porque puede adaptarse a condiciones cambiantes de carga metálica y variaciones del pH (Moreno y Palacios, 2017).

La implementación de los sistemas DAS en condiciones de campo (*in situ*) requiere, por lo tanto, de un análisis detallado de las variables ambientales y operativas que pueden tener

efecto en la eficiencia de remoción (Millán *et al.*, 2021). Además, la interacción de los diferentes componentes del sistema y el comportamiento de los metales en el drenaje a tratar, debe ser evaluada para asegurar una implementación efectiva (Moreno y Palacios, 2017). En consecuencia, la continua investigación y desarrollo en este campo es importante para perfeccionar los sistemas de tratamiento pasivo, garantizando que puedan adaptarse a las condiciones cambiantes de los drenajes en diferentes contextos mineros y, por ende, contribuir al desarrollo ambientalmente sostenible (Collahuazo *et al.*, 2025).

Figura 2

Efecto del pH en sistema DAS (caliza y magnésico) en remoción de metales pesados



Nota. Figura tomada de Guayasamín, J. (2016). Implementación, a nivel laboratorio, de un sistema de tratamiento pasivo tipo sustrato alcalino disperso, para la remediación de metales pesados de drenaje ácido de mina. p. 33. <https://bibdigital.epn.edu.ec/bitstream/15000/16501/1/CD-7178.pdf>

2.2.3. Metales pesados

Generalidades

Los metales pesados se definen como aquellos iones con un peso atómico superior a 23, por ende, con alto peso molecular (Brousett *et al.*, 2021; Rodríguez, 2017). Además, estos metales se caracterizan por presentar una densidad que es al menos seis veces superior a la del agua (Gutiérrez y Ramos, 2025). Por ende, la presencia en algún componente físico y

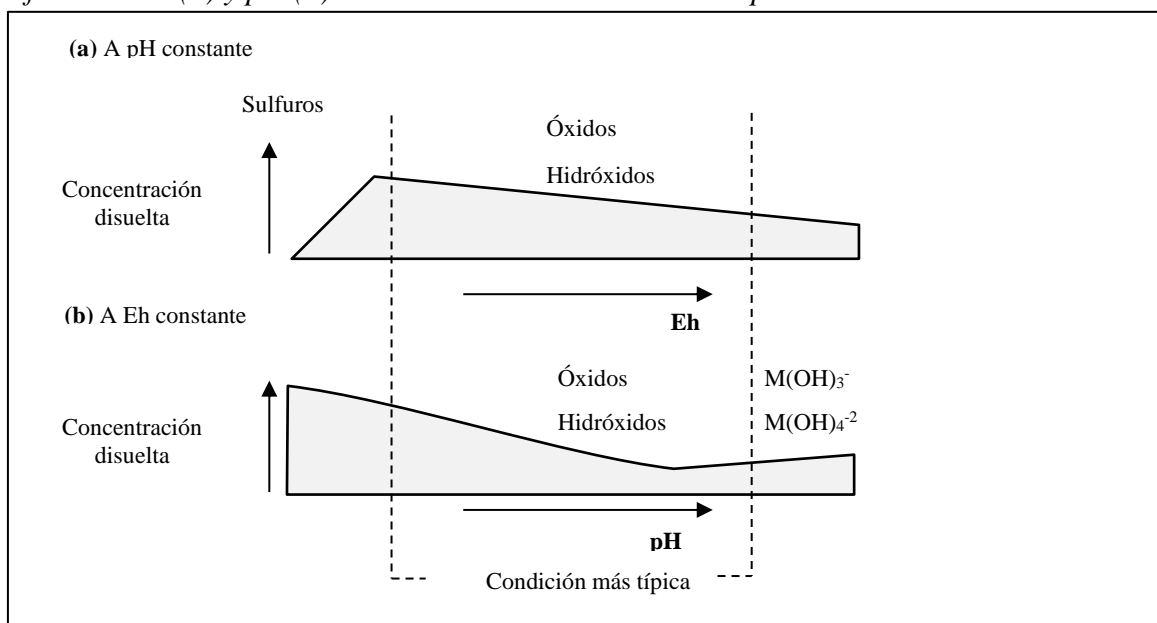
biológico del ambiente, resulta peligrosa para la salud humana, aún más cuando se encuentran en concentraciones elevadas (Livia *et al.*, 2022; Salinas *et al.*, 2023).

Los diferentes metales como el cromo, manganeso, cobre, arsénico, zinc, entre otros provienen tanto de fuentes naturales como antropogénicas, ingresando al ambiente acuático y representando una grave amenaza para la salud humana y los ecosistemas (Arana, 2021). Su toxicidad en bajas concentraciones, persistencia (permanencia durante miles de años) y capacidad de bioacumulación y biomagnificación son preocupantes, porque presentan alta toxicidad en los peces debido a su naturaleza no biodegradable (Beltrán y Gómez, 2016; Morales, 2022; Pabón *et al.*, 2020).

La disponibilidad y concentración de los metales pesados dependen de una serie de factores físicos y químicos, tales como la conductividad eléctrica del medio, el potencial de hidrógeno (pH) y el potencial redox (Eh), entre otros (Figura 3). Existen minerales que controlan la solubilidad de los metales pesados al modificar el pH. Por ejemplo, en condiciones reductoras, los metales son removidos como minerales de sulfuro (Figura 4).

Figura 3

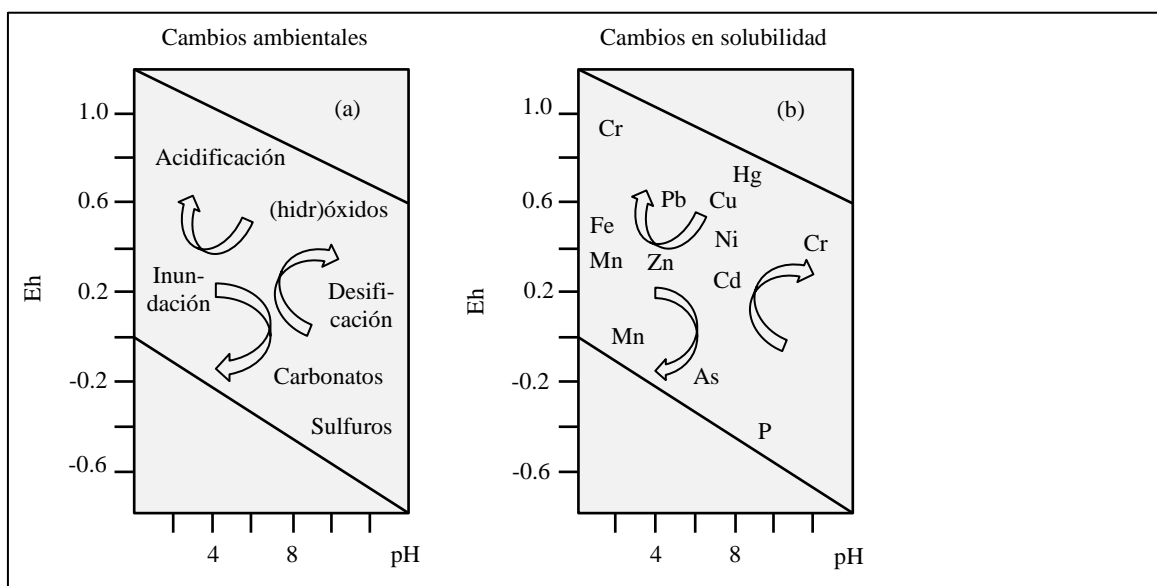
Efecto de Eh (a) y pH (b) en la solubilidad de los metales pesados en el medio ambiente



Nota. Figura tomada de Bradl, H. (2005). Interface science and technology. p. 79. <https://www.sciencedirect.com/bookseries/interface-science-and-technology/vol/6/suppl/C>

Figura 4

Tendencias en la solubilidad de los metales pesados en relación con el pH y Eh (en ausencia de materia disuelta y orgánica)



Nota. a) Principales minerales que controlan la solubilidad de los metales pesados; b) tendencias de solubilidad creciente. Figura tomada de Bradl, H. (2005). Interface Science and Technology. p. 76. <https://www.sciencedirect.com/bookseries/interface-science-and-technology/vol/6/suppl/C>

Metales pesados en la industria minera

Los metales pueden provenir de diversas fuentes antrópicas, tales como: industria, minería, agricultura, residuos sólidos municipales y no municipales, entre otros (Ocaña, 2023; Ramos, 2024). El mercurio, plomo, cadmio, cromo y arsénico, son comunes en el sector minero, donde las actividades humanas liberan estos elementos tóxicos al medio ambiente (Ore, 2017; Ramírez y Ruiz, 2024). Esta liberación representa un riesgo significativo para la salud humana y otras formas de vida, dado que estos metales son altamente tóxicos y pueden acumularse en organismos a lo largo de la cadena alimentaria (Álvarez y López, 2023).

La minería ha provocado daños ambientales significativos, resultando en suelos con limitaciones físicas, químicas y biológicas que dificultan el crecimiento de vegetación y generan riesgos para la salud de los ecosistemas (Figuerola *et al.*, 2024; Reyes *et al.*, 2016). Por ejemplo, la presencia de metales pesados en el suelo puede alterar las propiedades químicas del mismo, perjudicando la capacidad de las plantas para absorber nutrientes esenciales y, en consecuencia, afectando la producción agrícola y la salud de los seres vivos que dependen de estas plantas (De La Cruz, 2019; Moreno y Palacios, 2017).

Metales pesados en el medio ambiente: matriz agua

La presencia de metales pesados con muy altas concentraciones o variables en el tiempo, generalmente son indicadores de contaminación puntual provenientes de industrias o actividades mineras (Enamorado *et al.*, 2022). Los lixiviados de vertederos y las aguas residuales son fuentes significativas de contaminación. En algunos casos, las aguas pueden enriquecerse naturalmente en metales pesados al interactuar con acuíferos formados por rocas que los contienen (Gonzales, 2024).

Por otro lado, el incremento de metales pesados en el agua se debe, en gran medida, a la descarga de efluentes industriales, lo que se ha convertido en un grave problema de contaminación a nivel global al sobrepasar los límites permitidos (López *et al.*, 2024). Además, la descarga de aguas residuales contaminadas con metales pesados, como Pb (II) y Ni (II), genera efectos tóxicos en seres humanos, animales, plantas y ecosistemas urbanos. Esta situación inhibe el crecimiento de organismos acuáticos y facilita la acumulación de metales en peces, lo que puede afectar la salud humana (Tejada *et al.*, 2016). La contaminación por metales pesados representa un problema serio cuando sus concentraciones exceden los límites establecidos por las normativas de calidad ambiental del agua destinada al consumo humano, así como su presencia en alimentos (Brito *et al.*, 2022).

La contaminación del agua ocurre cuando sustancias nocivas afectan la calidad de los cuerpos de agua, volviéndolos tóxicos para los seres humanos y el medio ambiente, lo que conlleva repercusiones ambientales, sociales y económicas (Guerrero, 2024). Entre las diversas fuentes de contaminación se encuentran los procesos industriales, la actividad minera, las aguas residuales y los residuos químicos, que pueden impactar tanto las aguas subterráneas como el agua potable a través de la infiltración de contaminantes, ya sea de forma natural o por acciones humanas (Riccio, 2015).

La contaminación por metales pesados es un problema común en la mayoría de los países de América Latina (Reyes *et al.*, 2016). Los contaminantes del agua incluyen principalmente metales pesados, microorganismos, fertilizantes y compuestos orgánicos tóxicos. Entre los metales que se destacan se encuentran el cadmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), níquel (Ni), hierro (Fe), manganeso (Mn) y zinc (Zn), así como otros metales de los grupos III y IV, que pueden ser perjudiciales para la fisiología humana (Tejada *et al.*, 2015).

La contaminación de las fuentes hídricas por metales pesados representa uno de los mayores desafíos ambientales actuales, afectando gravemente a las comunidades que dependen de estos recursos (Correa *et al.*, 2021). Este problema, intensifica los efectos negativos en los ecosistemas y el medio ambiente, afectando a la economía local y nacional, tales como: aumento de los costos en tratamientos médicos, disminución de la productividad de la población afectada, entre otros (Pabón *et al.*, 2020).

Toxicidad de metales pesados

La toxicidad de los metales pesados depende, en mayor medida, de la concentración, porque algunos como el plomo, níquel y cadmio, por ejemplo, pueden ser tóxicos a niveles inferiores a 1 000 ppm, mientras que otros, como el manganeso, zinc y cromo, necesitan concentraciones más altas para afectar a la salud humana (Murga y González, 2020).

Cobre. Se puede encontrar en su forma natural y en minerales sulfurados, como la calcopirita (CuFeS_2), calcosita (Cu_2S) o en óxido cuproso (Cu_2O). Asimismo, es un micronutriente clave en la agricultura, sin embargo, en altas concentraciones podría presentar toxicidad en los diferentes organismos (Álvarez y Espinoza, 2022).

La acumulación de cobre en las plantas puede causar daños en las raíces, inhibir su crecimiento y promover el desarrollo de raicillas secundarias cortas y marrones. Asimismo, este metal puede inducir clorosis en las hojas, afectando así la salud general de la planta (Quispe y Torres, 2024). Asimismo, se ha observado que la toxicidad por metales pesados, como el cobre, causa daños en los tejidos aéreos de las plantas y altera el funcionamiento de las estomas, que son cruciales para el intercambio de gases (Apaza *et al.*, 2019).

El cobre se presenta en dos formas, Cu^+ y Cu^{+2} , y su toxicidad puede ser potenciada por la aplicación de lodos de depuradora y el uso de fungicidas cúpricos, como las sales de cobre (Dueñas y Intriago, 2022). Aunque la toxicidad por cobre es rara a nivel mundial, puede manifestarse con síntomas agudos como dolor abdominal, calambres estomacales, daño hepático severo y fallo renal (Graza, 2015).

Plomo. Es un metal poco abundante en la corteza terrestre, representando aproximadamente 0,00002 % de su composición, este metal pesado tiene un punto de fusión de 327,40 °C, un

punto de ebullición de 1 770 °C y una densidad de 11,35 g/mL (Salazar, 2024). Asimismo, el plomo se presenta en el medio ambiente en tres formas: metal, plomo orgánico e inorgánico, siendo esta última la principal fuente de exposición ocupacional en la actualidad (Fonseca, 2021).

Por otro lado, se extrae principalmente de minerales como la galena (PbS), así como de la anglesita (PbSO₄) y la cerusita (PbCO₃), este metal puede formar compuestos en los estados de oxidación Pb⁺² y Pb⁺⁴, y se clasifica como anfótero, lo que le permite generar sales plumbosas y plúmbicas, así como plumbitos y plumbatos (Quinto, 2021). Asimismo, la toxicidad del plomo es bien conocida, ya que afecta negativamente a plantas, plancton y otros organismos acuáticos (Bustamante y Salazar, 2023). Además, su impacto es más significativo en las poblaciones en situación de pobreza, lo que se considera una fuente de injusticia ambiental a nivel global (Téllez *et al.*, 2017).

Zinc. Es un metal ampliamente utilizado en recubrimientos protectores y galvanizados para prevenir la corrosión, así como en diversas aleaciones, su toxicidad es menor que la del cromo (Cr) y el níquel (Ni) (Lema, 2024). En ambientes acuáticos, el zinc se encuentra principalmente en su forma Zn (II) y también está presente en los suelos, siendo un nutriente esencial para el crecimiento y desarrollo de las plantas (Beltrán y Gómez, 2015).

El zinc es importante para funciones vitales como el control génico, el transporte de oxígeno, el proceso fotosintético y el metabolismo enzimático, sin embargo, si su concentración excede un determinado umbral, puede volverse inhibitorio y tóxico, causando daños en la producción de clorofila (Naula y Zúñiga, 2021). Por otro lado, el cobre y el zinc son metales pesados que pueden ser altamente tóxicos para los ecosistemas acuáticos en altas concentraciones, las bacterias son de los primeros organismos que se ven afectados por la presencia de estos metales (Tábora, 2017).

Hierro. Este metal presenta un punto de fusión de 1 538 °C, un punto de ebullición de 2 862 °C y una densidad de 7,87 g/mL (Fonseca, 2021). Asimismo, es considerado como el metal más abundante en los suelos en general, porque representa 5 % de su composición en promedio (Salazar, 2024). En el ambiente, este se encuentra principalmente en forma de compuestos ferrosos (Fe⁺²) y férricos (Fe⁺³), siendo estos últimos más comunes en su estado oxidado (Guayasamín, 2016).

El hierro se extrae principalmente de la hematita (Fe_2O_3) y la magnetita (Fe_3O_4). Este metal es esencial para la vida, porque un rol importante en el transporte del oxígeno en la sangre a través de la hemoglobina y en una variedad de procesos biológicos como la fotosíntesis, metabolismo celular, entre otros (Quinto, 2021). Sin embargo, aunque el hierro es esencial, la acumulación en altas concentraciones puede ser tóxica, provocando efectos adversos en organismos acuáticos y terrestres (Bustamante y Salazar, 2023). La toxicidad del hierro se manifiesta por la formación de especies reactivas de oxígeno (ERO); las cuales dañan células y tejidos en plantas y animales, inhibiendo su crecimiento-desarrollo y alterando la cadena trófica (Carvajal, 2019; Naula y Zúñiga, 2021; Téllez *et al.*, 2017).

Aluminio. Es considerado como el metal más abundante en los suelos en general, porque representa 8 % de su composición en promedio, lo que le convierte como el tercer elemento más común después del oxígeno y el silicio (Salazar, 2024). Este metal presenta un punto de fusión de 660 °C, un punto de ebullición de 2 470 °C y una densidad de 2,70 g/mL (Fonseca, 2021). En el ambiente, este se encuentra habitualmente en forma de óxido de aluminio (Al_2O_3), que es su forma más estable (Salazar, 2024).

El aluminio se extrae principalmente de la bauxita. Debido a su ligereza, resistencia a la corrosión y versatilidad, este metal se utiliza ampliamente en diferentes procesos productivos (construcción y la fabricación de envases hasta la industria automotriz y aeroespacial, por ejemplo) (Quinto, 2021). Sin embargo, la producción y uso irresponsable del aluminio pueden generar impactos negativos en el ambiente (Bustamante y Salazar, 2023).

2.2.4. Mecanismos de remoción de metales pesados

Los sistemas de tratamiento de aguas contaminadas con metales pesados pueden clasificarse en métodos convencionales y no convencionales (Freire y Loja, 2024). Entre las alternativas convencionales, se encuentran técnicas de precipitación, intercambio iónico, adsorción, entre otros; mientras que, en no convencionales, se incluyen alternativas como la fitorremediación y el uso de biopolímeros, ambos relevantes por el principio de sostenibilidad ambiental (Álvarez y López, 2023; Fernández, 2020).

La selección del método debe considerar diferentes factores, tales como: concentración de contaminantes, costo, impacto ambiental, entre otros (López, 2021).

Métodos tradicionales

Los métodos tradicionales para el tratamiento de aguas contaminadas con metales pesados incluyen técnicas como la precipitación química, la ósmosis inversa, la filtración por membrana, la adsorción y la electrodiálisis, que son ampliamente utilizados para eliminar contaminantes del agua (Millán *et al.*, 2023).

Filtración por membrana. La filtración por membrana es un proceso que utiliza una membrana semipermeable para separar el agua de partículas más grandes, al forzar el agua a través de esta membrana, se permite el paso del líquido mientras se retienen contaminantes, y el tamaño de los poros de la membrana determina qué partículas pueden ser filtradas (Ruiz, 2018).

Ósmosis inversa: Un proceso de permeación a través de una membrana que permite la separación de partículas mediante difusión controlada o cribado, este método es altamente eficiente, ya que puede seleccionar partículas tan pequeñas como 0.0001 mm, lo que le proporciona una amplia versatilidad en el tratamiento de diversas sustancias (Caviedes, 2015).

Electrodiálisis: Un método de tratamiento que separa mecánicamente los iones de soluciones acuosas utilizando membranas especializadas y un campo eléctrico constante; puede eliminar iones contaminantes hasta 0,0001 μm a través de hojas porosas de resinas de intercambio iónico con permeación de agua restringida (Núñez, 2023).

Nanofiltración: Consiste en el uso de membranas con poros menores a 1 nm a presiones variables entre 10 y 50 bar para la remoción de contaminantes específicos del agua. Normalmente, esta técnica puede retener compuestos neutros de bajo peso molecular y rechaza iones inorgánicos mediante un mecanismo de exclusión por tamaño y electrostática; resultando más efectivo para remover iones divalentes y es menos costosa que los procesos de ósmosis inversa, porque pueden trabajar a bajas presión, mayor flujo y, por ende, menor consumo energético (Otero, 2017).

Métodos alternativos

En este tipo de método se incluye la fitorremediación, uso de biopolímeros y la biotecnología en general (Mena, 2022).

Adsorbentes de bajo costo. La adsorción se define como el proceso en el que átomos, iones o moléculas se adhieren a la superficie de un material, a diferencia de la absorción, que ocurre en el interior del material (Ochoa, 2024). El uso de adsorbentes económicos para el tratamiento de aguas residuales ha cobrado un creciente interés debido a su costo asequible en comparación con técnicas tradicionales. Entre los materiales naturales utilizados como adsorbentes se encuentran arcillas, zeolitas, carbón activado, nanotubos de carbono, biopolímeros, perlas de sílice y residuos lignocelulósicos de origen vegetal (Jaico y Pérez, 2023; Mansoor *et al.*, 2025; Rojas, 2023).

Los procesos de adsorción son reconocidos por su efectividad en la eliminación de metales pesados (Caviedes *et al.*, 2015). Sin embargo, la efectividad de este proceso varía según el tipo de adsorbente y las condiciones ambientales, lo que permite la eliminación de diversos contaminantes, incluidos compuestos orgánicos, inorgánicos y farmacológicos (Sánchez, 2019). Además, el mecanismo de adsorción puede ser selectivo dependiendo del tipo de contaminante, ya sea contaminantes orgánicos o iones de metales pesados (Alcántara y Esenarro, 2018).

Los mecanismos de adsorción de metales pesados en minerales son influenciados por el pH del entorno. En ambientes ácidos, el intercambio catiónico es el proceso dominante, mientras que, en condiciones alcalinas, la retención de metales se produce principalmente en los sitios generados por el desplazamiento de protones de los hidroxilos superficiales, facilitando así la complejación superficial (Fernández, 2020).

Fitorremediación: Es un proceso que utiliza la capacidad de algunas plantas para absorber, acumular, metabolizar, vaporizar o estabilizar una amplia variedad de sustancias contaminantes en suelos, aire, agua o sedimentos. Los contaminantes que pueden ser remediados incluyen, pero no se limitan a, metales pesados, metales radiactivos, varios orgánicos y productos petroleros (Vera *et al.*, 2016). Por ejemplo, destaca a *Eichhornia crassipes* como una de las plantas más efectivas en estos sistemas, debido a la capacidad

para remover diversos contaminantes del agua (Mendoza *et al.*, 2016).

Biopolímeros: Son abundantes en la naturaleza, lo que facilita su obtención y procesamiento (Alcántara y Esenarro, 2018). Además, son biodegradables y pueden promover el crecimiento de microorganismos que ayudan a transformar iones adsorbidos mediante métodos biotecnológicos. Entre los biopolímeros más comunes se encuentran el quitosano, la celulosa, el alginato y el colágeno, que poseen propiedades fisicoquímicas favorables, como el hinchamiento y la degradación dependientes del pH (Burciaga *et al.*, 2020).

2.2.5. Gestión de Pasivos Ambientales Mineros en Perú

En el Perú, tanto a nivel normativo e institucional, la gestión de los pasivos ambientales mineros (PAM) se inició en el año 2004, con la aprobación de la Ley N° 28271, donde en el artículo 2° se define los PAMs como “aquellas instalaciones, efluentes, emisiones, restos o depósitos de residuos producidos por operaciones mineras, en la actualidad abandonadas o inactivas y que constituyen un riesgo permanente y potencial para la salud de la población, el ecosistema circundante y la propiedad” (Castillo *et al.*, 2021).

La Ley N° 28271 asigna al Ministerio de Energía y Minas (MINEM) la responsabilidad de identificar y mantener un inventario actualizado de los PAM. Desde su primera publicación en 2006, que registró 850 pasivos, el número ha crecido significativamente hasta alcanzar 7 956 en 2020, con actualizaciones periódicas para clasificar todos los pasivos a nivel nacional (Rebagliati, 2021). Además, estos pasivos son daños no compensados al medio ambiente causados por empresas mineras durante su ciclo de vida, que incluye exploración, construcción, operación y cierre. Asimismo, se consideran una deuda hacia la comunidad, ya que los costos de estos daños, que afectan a diversos factores ambientales y a la salud humana, no son asumidos por los responsables, recayendo frecuentemente en la sociedad (Sotomayor, 2016).

La Ley N° 28271 también se enfoca en la remediación de los PAM, estableciendo un marco para la identificación, asignación de responsabilidades y financiamiento. El MINEM a través de la Dirección General de Asuntos Ambientales, es el encargado de identificar los pasivos y elaborar un inventario, mientras que se fomenta la participación del sector privado en la

remediación de áreas que no sean de responsabilidad legal (Góngora, 2015). Asimismo, los remediadores, tanto generadores como voluntarios, deben presentar un Plan de Cierre para su aprobación. Aunque se evalúa el cumplimiento de este Plan, se han detectado deficiencias en el tratamiento de los pasivos y en la definición de las obligaciones de quienes se comprometen a remediarlos (Rojas, 2023b).

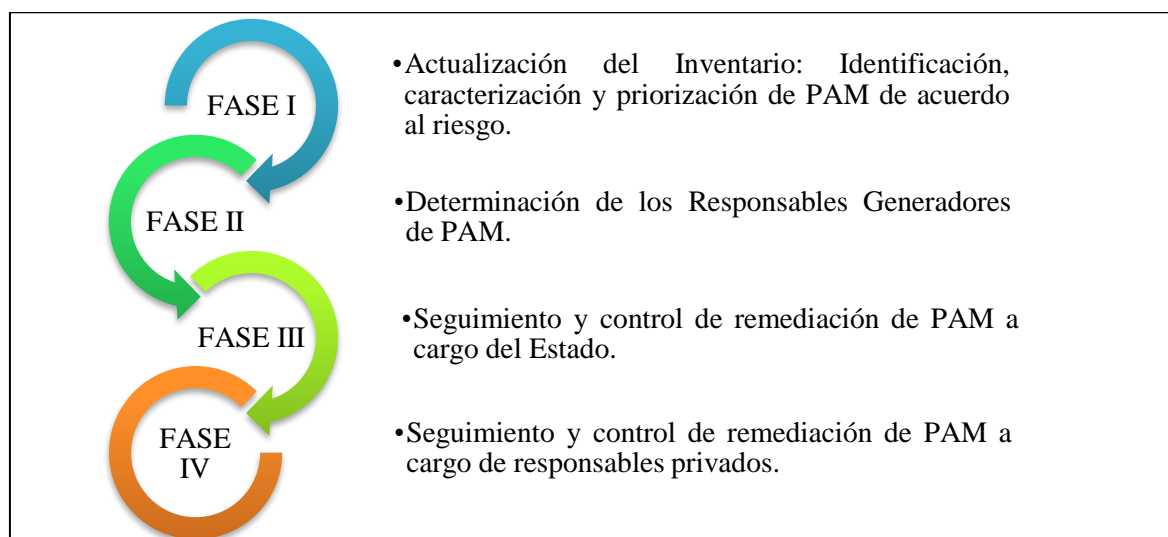
En la Programación Multianual de Inversiones 2026-2028 del sector Energía y Minas del MINEM, aprobada mediante la Resolución Ministerial N° 067-2025-MINEM/DM, dentro de los indicadores de las brechas existentes se indica lo siguiente:

- 100 % de pasivos ambientales mineros identificados en 2023 por intervenir (4 676 unidades).
- 100 % de áreas afectadas por actividad minera calculadas en 2023 por intervenir (190 ha).

Para ello, el MINEM ha establecido cuatro fases para la Gestión de los Pasivos Ambientales Mineros (Figura 5).

Figura 5

Fases para la Gestión de Pasivos Ambientales Mineros en el Perú



Nota. Ministerio de Energía y Minas. (2021). Actualización del inventario inicial de pasivos ambientales mineros, mediante Resolución Ministerial N° 0200-2021-MINEM/DM. p. 2. <https://cdn.www.gob.pe/uploads/document/file/1986891/RM%20N%C2%B020200-2021-MINEM-DM.pdf.pdf>

En cuanto al mecanismo de remediación, es importante señalar que cuando se identifica al responsable de la generación del pasivo, este tiene la obligación de presentar el Plan de

Cierre de Pasivos, el cual debe ser elaborado en un plazo no mayor a un año luego de la notificación por parte del MINEM. Si en caso el generador no quiere iniciar acciones de remediación, el Estado asume la inversión y luego inicia el procedimiento de cobranza de ello, conforme se ha establecido en la Ley N° 28271. En otras circunstancias, los pasivos que son declarados de atención prioritaria y no se han identificado al generador, estos son asumidos por el Estado a través del MINEM, el cual encarga a Activos Mineros S.A.C. (AMSAC) la remediación.

AMSAC (con vigencia desde julio de 2006) es una empresa estatal de derecho privado, el cual en el artículo 9° de su Reglamento de Organización y Funciones, aprobado mediante Acuerdo de Directorio N° 02-428-2020, ha establecido las siguientes funciones generales:

- Gestionar proyectos de remediación ambiental minera, en las fases de programación multianual de inversiones, formulación y evaluación, ejecución y funcionamiento, en el marco de la normativa vigente.
- Planear, diseñar y gestionar la ejecución de los proyectos de remediación ambiental minera, el mantenimiento y monitoreo post cierre de los proyectos ejecutados, así como el apoyo social a las comunidades del entorno.
- Participar en la transferencia al sector privado de los residuos acumulados como desmontes o relaves, entre otros, que correspondan a los proyectos de cierre o remediación ambiental a su cargo, para su aprovechamiento económico, sujetándose a las condiciones establecidas en la normatividad vigente.
- Planear, diseñar y gestionar el saneamiento técnico-legal-administrativo de concesiones mineras y predios, en el marco de los procesos de privatización.
- Planear, diseñar, supervisar y controlar las acciones de administración y control de los proyectos mineros de post privatización, especialmente ligadas al cumplimiento de los contratos en general y de los compromisos de inversión por parte de los inversionistas, en el marco de lo dispuesto por PROINVERSION. (p. 4)

Tipos de PAM

Labor minera. Las labores mineras incluyen excavaciones realizadas para acceder a un yacimiento. Estas actividades buscan facilitar la conexión con la superficie, organizar el yacimiento en secciones de tamaño y forma estandarizadas, y permitir la extracción del mineral de manera eficiente, segura y económica (Acuña, 2023).

Residuo minero. Son los desechos sólidos, semisólidos y líquidos. Estos residuos abarcan diversos tipos de materiales, como estériles de mina (rocas mineralizadas sin contenido valioso y de baja ley), relaves abandonados, gangas, subproductos no utilizados y residuos del proceso (Palacios, 2024; Rosique, 2016). Por otro lado, los relaves mineros son materiales generados que se consideran residuos no valorizables. Estos presentan un desafío continuo para las empresas mineras debido a su composición de partículas finas, alto contenido de humedad y la presencia de metales pesados (Torres *et al.*, 2024).

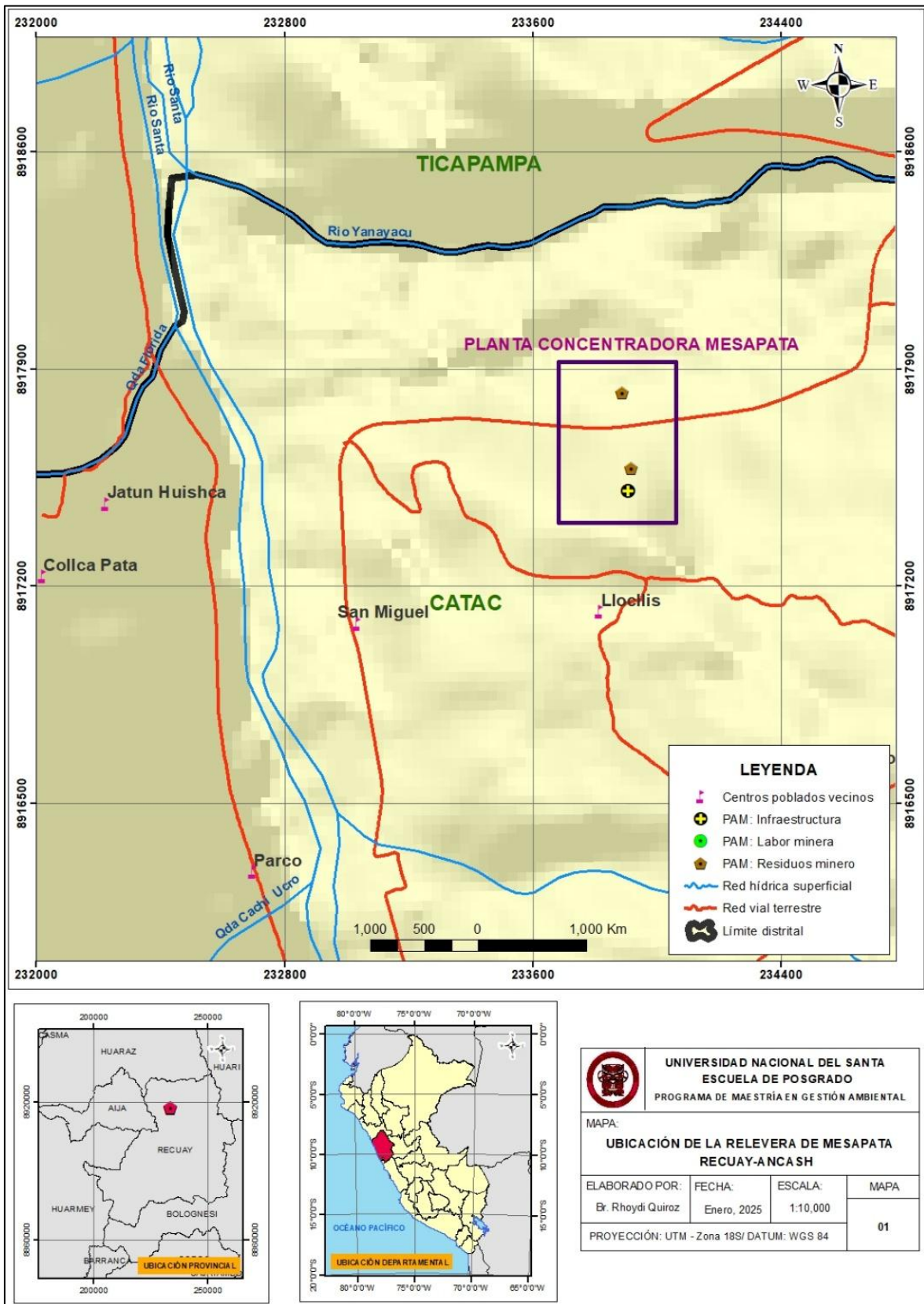
Infraestructura. La infraestructura minera abandonada o cerrada inadecuadamente, junto con sus residuos, se clasifica como PAM, aunque son el legado de actividades mineras pasadas, estos pasivos siguen teniendo un impacto negativo en la actualidad, dañando los ecosistemas y afectando la calidad de vida de las comunidades circundantes (Godfrid *et al.*, 2023).

2.2.6. Relavera de Mesapata

La relavera de Mesapata, se ubica en la parte baja de la microcuenca del río Yanayacu, en el caserío de San Miguel, distrito de Cátac, provincia de Recuay-Ancash en Perú, a altitudes que oscilan entre 3 520 y 3 600 m.s.n.m (Figura 6). Este pasivo ambiental minero – PAM es accesible desde la ciudad de Huaraz a través de una carretera asfaltada de segundo orden.

Figura 6

Mapa de ubicación de la relavera de Mesapata, Ancash-Perú



Nota. El Mapa ha sido elaborado con el software ArcGIS 10.5.

CAPÍTULO III: MARCO METODOLÓGICO

3.1. Tipo de investigación

La investigación fue aplicada, ya que el objetivo fue evaluar la eficiencia de sustratos alcalinos dispersos en la remoción de metales pesados de los drenajes ácidos en la relavera de Mesapata, Ancash-Perú. Por ende, la investigación buscó resolver una problemática concreta mediante una intervención en un contexto específico, con el fin de generar conocimiento útil para la remediación ambiental.

3.2. Método de la investigación

El método de investigación utilizado fue experimental, ya que se realizaron pruebas dosificadas para evaluar la eficiencia de los sustratos alcalinos dispersos (hidróxido de calcio y óxido de magnesio) en la remoción de metales pesados de los drenajes ácidos.

3.3. Diseño o esquema de la investigación

El diseño de investigación fue cuasi-experimental, ya que no se manipularon completamente todas las variables del entorno, pero sí se estableció un control sobre las variables clave, como el tipo de sustrato alcalino disperso utilizado, la medición del pH y la temperatura de los drenajes ácidos en la relavera de Mesapata, Ancash-Perú. Asimismo, se observó los efectos de estas variables en condiciones reales.

3.4. Enfoque de la investigación

El enfoque de la investigación fue cuantitativo, dado que se calcularon y cuantificaron las eficiencias de remoción de los metales pesados (%), así como los cambios en el pH (unidades) y la temperatura (°C) de los drenajes ácidos en la relavera de Mesapata, Ancash-Perú, utilizando herramientas estadísticas para analizar los resultados obtenidos y determinar la significancia de las variaciones.

3.5. Alcance de la investigación

El alcance de la investigación fue descriptivo-explicativo, ya que se centró en calcular y describir la eficiencia de los sustratos alcalinos dispersos en la remoción de metales pesados y en evaluar el efecto sobre el pH y la temperatura de los drenajes ácidos en la relavera de Mesapata, Ancash-Perú.

3.6. Población y muestra

Población

La población del estudio fue representada por los drenajes ácidos de minas que se generan en la relavera de Mesapata, Ancash-Perú.

Muestra

La muestra estuvo compuesta por 27 L/día de drenaje ácido de minas. De cada unidad experimental (27 en total), se recolectó un litro de muestra, distribuyendo 0,50 L tanto en la entrada como en la salida de la columna alcalina. Durante todo el proceso de investigación (16 semanas), se trataron 1 512 L de drenaje con el sistema DAS.

3.7. Descripción del experimento

La presente investigación se desarrolló en cuatro fases: preliminar, de campo, de laboratorio y de gabinete.

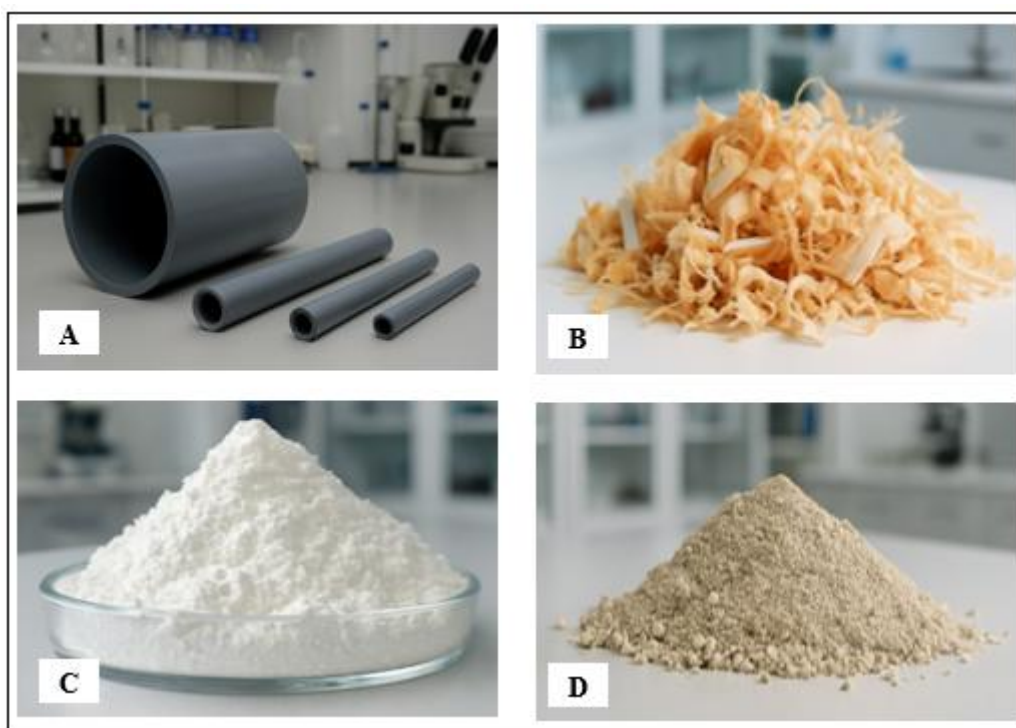
Fase Preliminar: Revisión de información bibliográfica y preparación de equipos

En esta fase inicial, se realizó la revisión de la literatura disponible (impresa y digital) relacionada con la remediación de drenajes ácidos, el uso de sustratos alcalinos dispersos y metodologías similares. Esta revisión permitió contextualizar la investigación y establecer las bases científicas necesarias para el desarrollo del experimento. Además, se procedió con la solicitud de cotizaciones a laboratorios acreditados por el Instituto Nacional de Calidad (INACAL), para la contratación del servicio de cuantificación de los metales pesados en los

drenajes. Asimismo, se adquirieron los materiales necesarios para la construcción de las unidades experimentales, como las columnas DAS y los sustratos alcalinos, y se planificaron los procedimientos para el manejo de las muestras (Figura 7 y 8).

Figura 7

Materiales para la construcción de columnas DAS



Nota. A. Tubería PVC 4" y 1/2". B. Viruta de madera de eucalipto. C. Hidróxido de calcio. D. Óxido de magnesio.

Figura 8

Mezclado del sustrato alcalino con viruta de madera de eucalipto



Nota. A. Mezclado de la viruta de madera con el sustrato alcalino. B. Cubicación de cada columna del sistema DAS.

Fase de Campo: Fabricación, dosificación, instalación y muestreo de las unidades experimentales

En esta fase se fabricaron 27 columnas DAS de los experimentos y se instalaron in situ. Estas columnas fueron de tubería de PVC de 4 pulgadas de diámetro y 0,60 metros de longitud. Para cada columna, se dispuso de un lecho de grava de $\frac{1}{2}$ pulgada hasta una altura de 0,10 m, seguido por el sustrato alcalino disperso (DAS) que ocupó una altura de 0,30 m, y otra capa de grava de $\frac{1}{2}$ pulgada de 0,10 m. En la parte superior, se dejó un borde libre de 0,10 m. La base de cada columna fue sellada con un tapón de PVC para evitar la fuga del drenaje filtrado. Los sistemas de entrada y salida del drenaje se equiparon con tuberías de $\frac{1}{2}$ pulgada de diámetro para facilitar el flujo controlado de los drenajes ácidos (Figura 9 y 10).

Figura 9

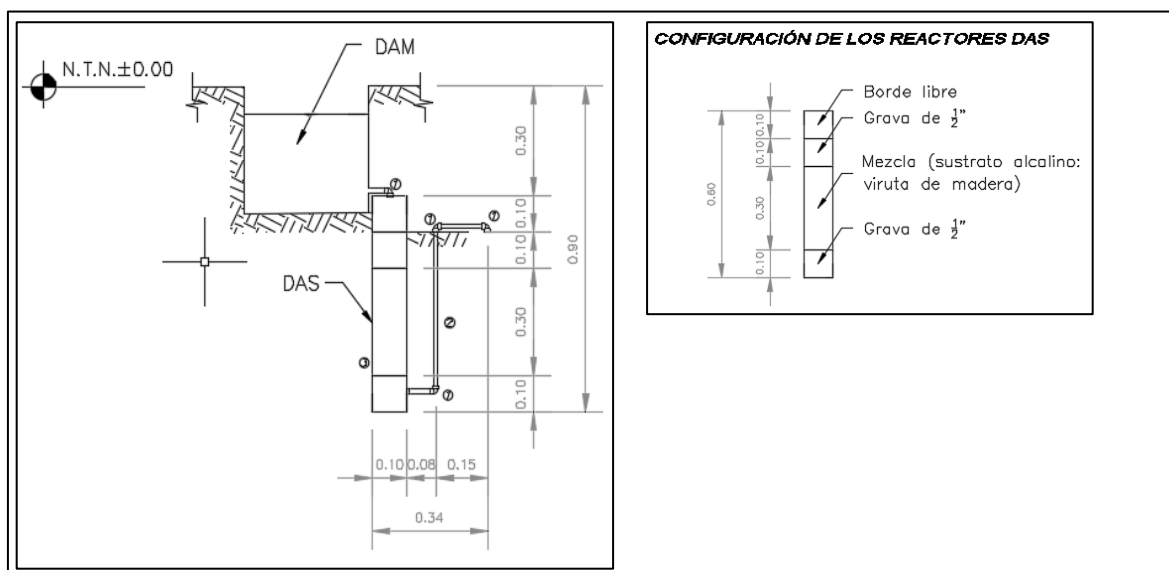
Vista conceptual de una columna DAS



Nota. El drenaje ingresa desde el lado derecho y sale por el lado izquierdo.

Figura 10

Columna DAS – vista perfil



Nota. La viruta de madera utilizada fue de eucalipto, de características propias de talleres de carpintería. No se ha utilizado ningún equipo de bombeo de drenaje, dado que se aprovechó la diferencia de presión piezométrica establecida durante la construcción del sistema (-0,30 m).

La dosificación de las columnas DAS (calizo, magnésico y mixto) fue determinada considerando una densidad del hidróxido de calcio de 2,24 kg/L; la del óxido de magnesio, 3,58 kg/L y; la de la viruta de madera de eucalipto, 0,17 kg/L. Además, se tomó en cuenta un volumen total de la columna DAS de 2,43 L y, se consideró que v:v % se refiere a la proporción de sustrato a viruta (Tabla 2, 3 y 4).

Tabla 2

Dosificación de la columna DAS-calizo, por proporción de mezcla (v:v %)

Proporción (v:v %)	Volumen a ocupar en la columna (L)		Peso de componentes que ingresan a la columna (Kg)		Peso total (Kg)
	Ca(OH) ₂	Viruta	Ca(OH) ₂	Viruta	
20:80	0,49	1,94	1,09	0,33	1,42
50:50	1,22	1,22	2,72	0,21	2,93
80:20	1,94	0,49	4,35	0,08	4,44

Tabla 3*Dosificación de la columna DAS-magnésico, por proporción de mezcla (v:v %)*

Proporción (v:v %)	Volumen a ocupar en la columna (L)		Peso de componentes que ingresan a la columna (Kg)		Peso total (Kg)
	MgO	Viruta	MgO	Viruta	
20:80	0,49	1,94	1,74	0,33	2,07
50:50	1,22	1,22	4,35	0,21	4,56
80:20	1,94	0,49	6,96	0,08	7,04

Tabla 4*Dosificación de la columna DAS-mixto, por proporción de mezcla (v:v %)*

Proporción (v:v %)	Volumen a ocupar en la columna (L)			Peso de componentes que ingresan a la columna (Kg)			Peso total (Kg)
	Ca(OH) ₂	MgO	Viruta	Ca(OH) ₂	MgO	Viruta	
20:80	0,24	0,24	1,94	0,54	0,87	0,33	1,74
50:50	0,61	0,61	1,22	1,36	2,17	0,21	3,74
80:20	0,97	0,97	0,49	2,18	3,48	0,08	5,74

En esta fase, además, se realizaron mediciones de parámetros de campo, como el pH y la temperatura del drenaje, con multiparámetro HANNA HI98194/10. Asimismo, en cada una de las semanas analizadas se determinó tanto la concentración inicial (antes del ingreso del drenaje a la columna DAS) como la concentración final (después del paso del drenaje por la columna DAS) de metales trivalentes (Fe^{+3} y Al^{+3}) y divalentes (Cu^{+2} , Pb^{+2} , Zn^{+2}), así como el pH y la temperatura en ambos momentos (inicial y final) (Tabla 5).

Se precisa que, de cada unidad experimental, se recolectó un litro de muestra, distribuyendo 0,50 L tanto de la entrada como de la salida de la columna alcalina. Para ello, se utilizaron botellas de plástico de boca ancha. Además, cada botella contenía 10 ml de ácido nítrico (HNO_3) con el fin de conservar la muestra. Posteriormente, las muestras fueron preservadas en hielo seco dentro de un *cooler*, lo que permitió mantener la temperatura por debajo de 4 °C. Finalmente, las muestras fueron ingresadas al laboratorio contratado en un plazo menor a 10 horas después de finalizado el muestreo.

Tabla 5*Fechas de muestreo de la investigación*

Semana	Fecha de muestreo	Parámetros muestreados				Volumen muestreado (L)
		MP trivalentes	MP divalentes	pH	Temperatura	
1	29/01/2025	x	x	x	x	27,00
4	19/02/2025	x	x	x	x	27,00
10	02/04/2025	x	x	x	x	27,00
16	14/05/2025	x	x	x	x	27,00

Fase de Laboratorio: Cuantificación de metales pesados

En esta fase, se cuantificaron los metales divalentes (Cu^{+2} , Pb^{+2} y Zn^{+2}) y trivalentes (Fe^{+3} y Al^{+3}) en las muestras de agua extraídas de las columnas DAS, utilizando el método 200.7 Rev. 4.4 1994 de la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos, el mismo que ha sido acreditado por INACAL para el laboratorio contratado para esta investigación.

Fase de Gabinete: Análisis de datos y redacción del informe de Tesis

Los resultados de la remoción de metales pesados, junto con las mediciones de pH y temperatura, fueron organizados y analizados para determinar la eficiencia de los sustratos alcalinos dispersos en cada tratamiento (Ecuación 5). Se aplicaron pruebas estadísticas adecuadas para determinar la significancia de las diferencias entre los tratamientos y se interpretaron los resultados en función de las condiciones experimentales.

$$\%R = \frac{C_o - C_f}{C_o} \times 100 \quad (5)$$

Donde:

$\%R$: Eficiencia de remoción de metal pesado (%)

C_o : Concentración inicial de metal pesado (mg/L).

C_f : Concentración final de metal pesado (mg/L).

3.8. Tratamientos

La investigación tuvo 9 tratamientos, porque se evaluaron dos factores con tres niveles cada uno (3x3) (Tabla 6).

- a) Tipo de sustrato DAS. Tres niveles (calizo – hidróxido de calcio, magnésico – óxido de magnesio y, mixto – mezcla de ambos sustratos alcalinos).
- b) Proporción de mezcla. Tres niveles (20:80, 50:50 y 80:20 %).

Tabla 6

Estructura de tratamientos de la investigación

Tratamientos	Tipo de sustrato DAS	Proporción de mezcla (v:v %)
T1	Calizo	20:80
T2	Calizo	50:50
T3	Calizo	80:20
T4	Magnésico	20:80
T5	Magnésico	50:50
T6	Magnésico	80:20
T7	Mixto	20:80
T8	Mixto	50:50
T9	Mixto	80:20

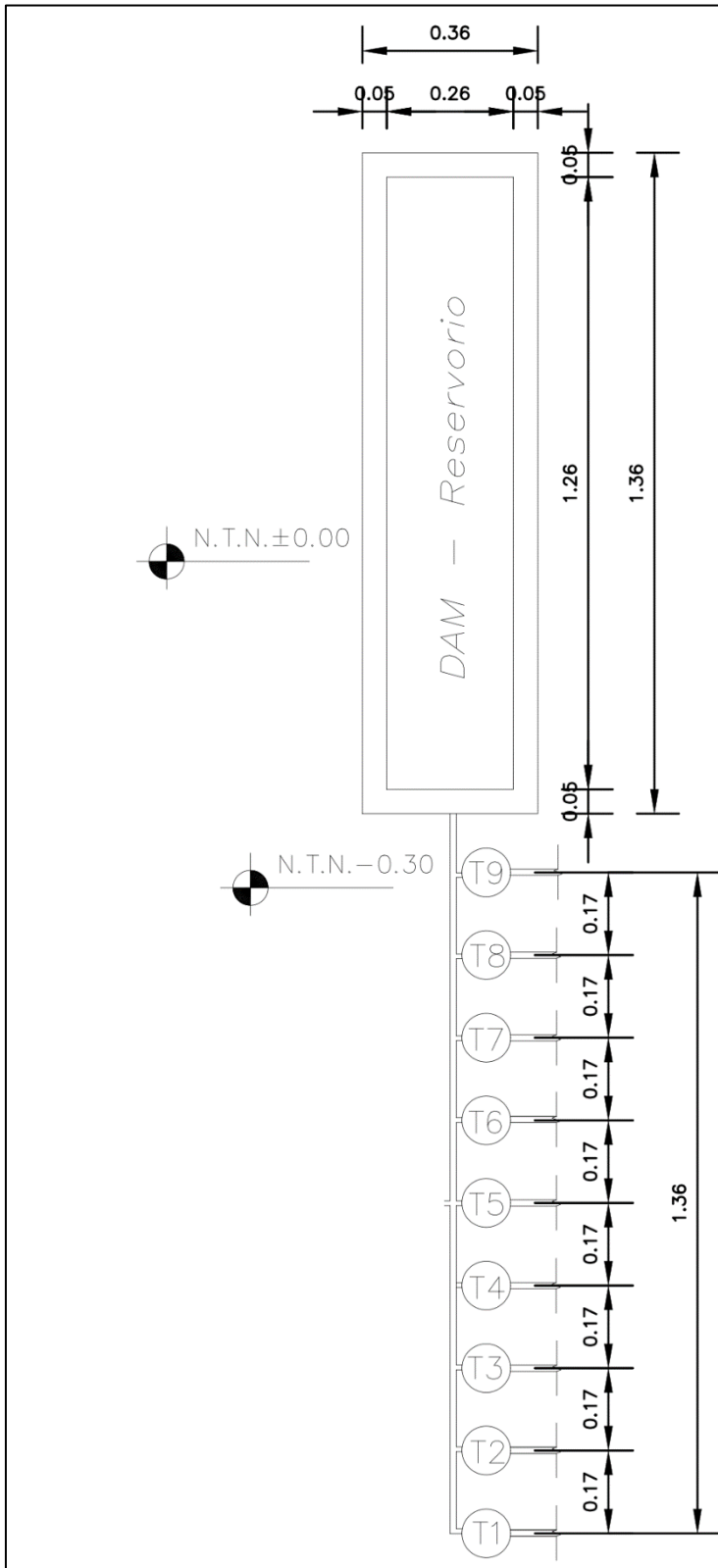
Nota. La proporción v:v % se refiere a la relación de sustrato alcalino con viruta de madera de eucalipto.⁴²

3.9. Unidades experimentales

La presente investigación tuvo 27 unidades experimentales (9 tratamientos con tres réplicas cada uno). Las unidades fueron construidas conforme se detalló en 3.8. Descripción del experimento – Fase de campo (Figura 9 y 10) y se distribuyó conforme se muestra en la Figura 11. Es importante indicar que el caudal de alimentación fue continuo (0,50 L/día).

Figura 11

Distribución espacial de las unidades experimentales – vista planta



Nota. El sistema experimental funcionó en condiciones atmosféricas normales del entorno de la relavera de Mesapata (*in situ*).

3.10. Operacionalización de las variables

Tabla 7

Operacionalización de variables de la investigación

Variables	Definición conceptual	Definición operacional	
		Dimensiones	Indicadores
Variables independientes			
X ₁ : Sustratos alcalinos dispersos de hidróxido de calcio (Ca(OH) ₂)	Los DAS-Caliza, son columnas mezcladas de viruta de madera (puede ser abonos orgánicos) e hidróxido de calcio, que sirve para la remoción de compuestos trivalentes.	Diferentes proporciones de mezcla sustratos alcalinos dispersos de hidróxido de calcio para la remoción de metales pesados de drenajes ácidos de minas.	P1: 20:80 % v/v P2: 50:50 % v/v P3: 80:20 % v/v
X ₂ : Sustratos alcalinos dispersos (DAS) de óxido de magnesio (MgO)	Los DAS-Magnésico, son columnas mezcladas de viruta de madera (puede ser abonos orgánicos) y óxido de magnesio, que sirve para la remoción de compuestos divalentes.	Diferentes proporciones de mezcla sustratos alcalinos dispersos de óxido de magnesio para la remoción de metales pesados de drenajes ácidos de minas.	P1: 20:80 % v/v P2: 50:50 % v/v P3: 80:20 % v/v
X ₃ : Sustratos alcalinos dispersos (DAS) de hidróxido de calcio (Ca(OH) ₂) y óxido de magnesio (MgO)	Los DAS-Calizo y magnésico (mixto), son columnas mezcladas de viruta de madera (puede ser abonos orgánicos) y óxidos calcio y de magnesio, que sirve para la remoción de compuestos trivalentes y divalentes.	Diferentes proporciones de mezcla sustratos alcalinos dispersos de óxidos calcio y de magnesio para la remoción de metales pesados de drenajes ácidos de minas.	P1: 20:80 % v/v P2: 50:50 % v/v P3: 80:20 % v/v
Variables dependientes			
Y ₁ : Remoción de metales pesados de drenajes ácidos de minas	La remoción es un proceso físico de adsorción	Cuantificación de las concentraciones iniciales de Fe ⁺³ , Al ⁺³ , Cu ⁺² , Pb ⁺² y Zn ⁺² .	Métodos analíticos en laboratorio.
Y ₂ : Factores físicos del drenaje ácido de minas	Se refiere al pH y a la temperatura del drenaje ácido sin tratamiento y posterior a las pruebas experimentales	Remoción de los metales pesados Cambios en los valores de pH y temperatura.	Ecuación 5 Métodos analíticos

3.11. Diseño estadístico de la investigación

La investigación tuvo un Diseño Completamente al Azar (DCA) con arreglo factorial (3x3) con 3 repeticiones; donde se consideró como factor el tipo de sustrato alcalino disperso y proporción de mezcla. Para ello, el modelo aditivo lineal fue representado conforme se muestra en la ecuación 6.

$$y_{ijk} = \mu + \tau_i + \beta_j + (\tau\beta)_{ij} + \epsilon_{ijk} \quad (6)$$

$$i = 1, 2, 3, a; j = 1, 2, 3, b; k = 1, 2, 3, c; l = 1, 2, 3, \tau.$$

Desglose del modelo:

- τ : Repetición
- y_{ijk} : Representa el porcentaje de remoción de Fe^{+3} , Al^{+3} , Cu^{+2} , Pb^{+2} o Zn^{+2} en la combinación de los factores.
- μ : Es la media general del porcentaje de remoción.
- τ_i : Efecto del i-ésimo nivel del primer factor (tipo de sustrato alcalino disperso).
- β_j : Efecto del j-ésimo nivel del segundo factor (proporción de mezcla).
- $(\tau\beta)_{ij}$: Interacción entre el i-ésimo nivel del primer factor y el j-ésimo nivel del segundo factor.
- ϵ_{ijk} : Efecto del error experimental.

3.12. Análisis estadístico de datos

Los datos fueron analizados con estadísticos descriptivos e inferenciales, utilizando el software SPSS v.21. Se calcularon promedios y desviaciones estándar de las concentraciones de metales pesados antes y después del tratamiento. Posteriormente, se verificaron los supuestos de normalidad y homogeneidad de la varianza con prueba de Shapiro-Wilk y Levene, respectivamente; para determinar el tipo de estadístico a aplicar en el análisis (paramétrico o no paramétrico). Al comprobarse que los datos no seguían una distribución normal, se utilizó la Prueba Kruskal-Wallis de muestras independientes (comparación entre tratamientos) y la Prueba de los rangos con signo de Wilcoxon por tratarse de muestras relacionadas (pH y temperatura inicial y final).

CAPÍTULO IV: RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. Resultados

4.1.1. Calcular la eficiencia de sustratos alcalinos dispersos en la remoción de metales pesados trivalentes (Fe^{+3} y Al^{+3}) de los drenajes ácidos de minas en la relavera de Mesapata, Ancash-Perú

Remoción de Fe^{+3}

Los datos obtenidos de la remoción de hierro (III) no siguieron una distribución normal (Anexo 4a), por ende, se aplicó la prueba de Kruskal-Wallis para verificar si existe diferencias estadísticas significativas. En ese sentido, al utilizar la variable “tipo de sustrato alcalino” se verificó que sí existe diferencia entre los grupos ($p\text{-valor} = 0,00 < \alpha = 0,05$) (Tabla 8).

Tabla 8

Prueba de hipótesis – tipo de DAS

	Hipótesis nula	Test	Sig.	Decisión
1	La distribución de % Remoción de Fe^{+3} es la misma entre las categorías de tipo de DAS	Prueba Kruskal-Wallis de muestras independientes	0,000	Rechazar la hipótesis nula

Nota. El nivel de significancia es 5 % ($\alpha = 0,05$).

Por ende, se realizó una comparación por parejas. Los sustratos calizos con mixto no presentaron diferencias estadísticas significativas ($p\text{-valor} = 1,00 > \alpha = 0,005$). Por su parte, las parejas “magnésico-calizo” y “magnésico-mixto” sí presentaron diferencias estadísticas ($p\text{-valor} = 0,00 < \alpha = 0,05$) (Tabla 9).

Tabla 9*Prueba de hipótesis – Comparaciones por parejas de tipo de DAS*

Muestra 1-Muestra 2	Prueba estadística	Error típico	Desv. Prueba estadística	Sig.	Sig. ady.
Magnésico-Calizo	47,417	7,382	6,423	0,000	0,000
Magnésico-Mixto	-51,417	7,382	-6,965	0,000	0,000
Calizo-Mixto	-4,000	7,382	-0,542	0,588	1,00

Nota. El nivel de significancia es 5 % ($\alpha = 0,05$).

Por su parte, la variable “proporción de mezcla” indicó que no existe diferencia entre los grupos ($p\text{-valor} = 0,068 > \alpha = 0,05$) (Tabla 10).

Tabla 10*Prueba de hipótesis – tipo de DAS*

Hipótesis nula	Test	Sig.	Decisión
1 La distribución de % Remoción de Fe^{+3} es la misma entre las categorías de Proportión de mezcla (v:v %) independientes	Prueba Kruskal-Wallis de muestras independientes	0,068	Aceptar la hipótesis nula

Nota. El nivel de significancia es 5 % ($\alpha = 0,05$).

Del mismo modo, se realizó la prueba e hipótesis de los porcentajes de remoción obtenidos de las diferentes semanas evaluadas. La Prueba Kruskal-Wallis de muestras independientes, rechazó la hipótesis nula y concluyó que sí existe diferencia entre los grupos ($p\text{-valor} = 0,00 < \alpha = 0,05$) (Tabla 11).

Tabla 11*Prueba de hipótesis – Muestras de semana*

Hipótesis nula	Test	Sig.	Decisión
1 La distribución de % Remoción de Fe^{+3} es la misma entre las categorías de semanas independientes	Prueba Kruskal-Wallis de muestras independientes	0,000	Rechazar la hipótesis nula

Nota. El nivel de significancia es 5 % ($\alpha = 0,05$).

Por ende, se realizó una comparación por parejas. Las muestras de la semana 10 y 16, semana 4 y 10 y, semana 1 y 4, no presentaron diferencias estadísticas significativas ($p\text{-valor} > \alpha$). Por su parte, las muestras de la semana 4 y 16, semana 1 y 16 y, semana 1 y 10, sí presentaron diferencias estadísticas ($p\text{-valor} < \alpha$) (Tabla 12).

Tabla 12

Prueba de hipótesis – Comparaciones por parejas de muestras de semana

Muestra 1-Muestra 2	Prueba estadística	Error típico	Desv. Prueba estadística	Sig.	Sig. ady.
Semana 16-Semana 10	10,037	8,524	1,178	0,239	1,000
Semana 16-Semana 4	-28,630	8,524	-3,359	0,001	0,005
Semana 16-Semana 1	42,148	8,524	4,945	0,000	0,000
Semana 10-Semana 4	-18,593	8,524	-2,181	0,029	0,175
Semana 10-Semana 1	32,111	8,524	3,767	0,000	0,001
Semana 4-Semana 1	13,519	8,524	1,586	0,113	0,676

Nota. El nivel de significancia es 5 % ($\alpha = 0,05$).

En esta investigación en la semana 1 y 4, se obtuvieron las remociones máximas de Fe^{+3} (superiores al 70 %), con DAS caliza y mixto (ambos sin diferencia estadística significativa); mientras que el DAS-magnésico, presentó muy bajos porcentajes de remoción (Tabla 13).

Tabla 13*Remoción de Fe^{+3} por tipo de DAS y agrupada por semana de muestreo*

Tratamiento	Tipo de sustrato DAS	Proporción de mezcla (v:v %)	Remoción de Fe ⁺³ por semana (%)			
			1	4	10	16
T1	Calizo	20:80	73,87 ± 0,16	68,15 ± 0,16	19,63 ± 0,16	0,67 ± 0,16
T2		50:50	80,04 ± 0,28	74,42 ± 0,28	26,00 ± 0,28	7,06 ± 0,28
T3		80:20	82,79 ± 0,36	77,09 ± 0,35	28,79 ± 0,35	12,63 ± 0,11
Promedio			78,90 ± 3,96	73,22 ± 3,98	24,81 ± 4,08	6,78 ± 5,19
T4	Magnésico	20:80	1,61 ± 0,01	0,67 ± 0,01	0,53 ± 0,01	0,85 ± 0,00
T5		50:50	2,11 ± 0,03	0,82 ± 0,01	0,57 ± 0,00	0,91 ± 0,01
T6		80:20	2,45 ± 0,05	0,93 ± 0,02	0,59 ± 0,00	0,97 ± 0,01
Promedio			2,06 ± 0,37	0,81 ± 0,11	0,56 ± 0,03	0,91 ± 0,05
T7	Mixto	20:80	74,29 ± 0,16	68,36 ± 0,16	20,05 ± 0,16	1,51 ± 0,16
T8		50:50	80,46 ± 0,28	74,63 ± 0,28	26,43 ± 0,29	7,90 ± 0,28
T9		80:20	83,21 ± 0,35	77,31 ± 0,36	29,21 ± 0,35	13,47 ± 0,11
Promedio			79,32 ± 3,97	73,43 ± 3,99	25,23 ± 4,08	7,62 ± 5,19

Remoción de Al^{+3}

Los datos obtenidos de la remoción de aluminio (III) no siguieron una distribución normal (Anexo 4b). Por ende, se aplicó la prueba de Kruskal-Wallis para verificar si existe diferencias estadísticas significativas. En ese sentido, al utilizar la variable “tipo de sustrato alcalino” se verificó que sí existe diferencia entre los grupos ($p\text{-valor} = 0,00 < \alpha = 0,05$) (Tabla 14).

Tabla 14

Prueba de hipótesis – tipo de DAS

	Hipótesis nula	Test	Sig.	Decisión
1	La distribución de % Remoción de Al^{+3} es la misma entre las categorías de tipo de DAS	Prueba Kruskal-Wallis de muestras independientes	0,000	Rechazar la hipótesis nula

Nota. El nivel de significancia es 5 % ($\alpha = 0,05$).

Por ende, se realizó una comparación por parejas. Los sustratos calizos con mixto no presentaron diferencias estadísticas significativas ($p\text{-valor} = 1,00 > \alpha = 0,005$). Por su parte, las parejas “magnésico-calizo” y “magnésico-mixto” sí presentaron diferencias estadísticas ($p\text{-valor} = 0,00 < \alpha = 0,05$) (Tabla 15).

Tabla 15

Prueba de hipótesis – Comparaciones por parejas de tipo de DAS

Muestra 1-Muestra 2	Prueba estadística	Error típico	Desv. Prueba estadística	Sig.	Sig. ady.
Magnésico-Calizo	47,153	7,381	6,388	0,000	0,000
Magnésico-Mixto	-49,431	7,381	-6,697	0,000	0,000
Calizo-Mixto	-2,278	7,381	-0,309	0,758	1,00

Nota. El nivel de significancia es 5 % ($\alpha = 0,05$).

Por su parte, la variable “proporción de mezcla” indicó que no existe diferencia entre los grupos ($p\text{-valor} = 0,144 > \alpha = 0,05$) (Tabla 16).

Tabla 16*Prueba de hipótesis – tipo de DAS*

	Hipótesis nula	Test	Sig.	Decisión
1	La distribución de % Remoción de Al^{+3} es la misma entre las categorías de Proporción de mezcla (v:v %) independientes	Prueba Kruskal-Wallis de muestras independientes	0,144	Aceptar la hipótesis nula

Nota. El nivel de significancia es 5 % ($\alpha = 0,05$).

Del mismo modo, se realizó la prueba e hipótesis de los porcentajes de remoción obtenidos de las diferentes semanas evaluadas. La Prueba Kruskal-Wallis de muestras independientes, rechazó la hipótesis nula y concluyó que sí existe diferencia entre los grupos ($p\text{-valor} = 0,00 < \alpha = 0,05$) (Tabla 17).

Tabla 17*Prueba de hipótesis – Muestras de semana*

	Hipótesis nula	Test	Sig.	Decisión
1	La distribución de % Remoción de Al^{+3} es la misma entre las categorías de semanas independientes	Prueba Kruskal-Wallis de muestras independientes	0,000	Rechazar la hipótesis nula

Nota. El nivel de significancia es 5 % ($\alpha = 0,05$).

Por ende, se realizó una comparación por parejas. Las muestras de la semana 10 y 16, semana 4 y 10 y, semana 1 y 4, no presentaron diferencias estadísticas significativas ($p\text{-valor} > \alpha$). Por su parte, las muestras de la semana 4 y 16, semana 1 y 16 y, semana 1 y 10, sí presentaron diferencias estadísticas ($p\text{-valor} < \alpha$) (Tabla 18).

Tabla 18*Prueba de hipótesis – Comparaciones por parejas de muestras de semana*

Muestra 1-Muestra 2	Prueba estadística	Error típico	Desv. Prueba estadística	Sig.	Sig. ady.
Semana 16-Semana 10	20,074	8,523	2,355	0,019	0,111
Semana 16-Semana 4	-37,463	8,523	-4,395	0,000	0,000
Semana 16-Semana 1	52,759	8,523	6,190	0,000	0,000
Semana 10-Semana 4	-17,389	8,523	-2,040	0,041	0,248
Semana 10-Semana 1	32,685	8,523	3,835	0,000	0,001
Semana 4-Semana 1	15,296	8,523	1,795	0,073	0,436

Nota. El nivel de significancia es 5 % ($\alpha = 0,05$).

En esta investigación en la semana 1 y 4, se obtuvieron las remociones máximas de Al^{+3} (superiores al 69 %), con DAS caliza y mixto (ambos sin diferencia estadística significativa); mientras que el DAS-magnésico, presentó muy bajos porcentajes de remoción (Tabla 19).

Tabla 19*Remoción de Al^{+3} por tipo de DAS y agrupada por semana de muestreo*

Tratamiento	Tipo de sustrato DAS	Proporción de mezcla (v:v %)	Remoción de Al ⁺³ por semana (%)			
			1	4	10	16
T1	Calizo	20:80	72,62 ± 2,87	62,17 ± 1,83	27,38 ± 1,19	3,75 ± 2,46
T2		50:50	79,95 ± 0,00	70,06 ± 0,00	36,25 ± 0,00	10,06 ± 0,00
T3		80:20	84,58 ± 1,19	75,15 ± 1,19	40,41 ± 1,20	14,49 ± 1,19
Promedio			79,05 ± 5,45	69,12 ± 5,77	34,68 ± 5,82	9,43 ± 4,87
T4	Magnésico	20:80	8,71 ± 0,96	3,16 ± 0,15	1,31 ± 0,02	0,12 ± 0,01
T5		50:50	11,76 ± 0,00	4,00 ± 0,00	1,48 ± 0,00	0,13 ± 0,00
T6		80:20	15,45 ± 1,19	4,77 ± 0,23	1,60 ± 0,03	0,14 ± 0,00
Promedio			11,97 ± 3,02	3,98 ± 0,71	1,46 ± 0,13	0,13 ± 0,01
T7	Mixto	20:80	74,99 ± 2,86	63,36 ± 1,82	28,33 ± 1,19	3,87 ± 2,47
T8		50:50	82,31 ± 0,00	71,26 ± 0,00	37,19 ± 0,00	10,18 ± 0,00
T9		80:20	86,95 ± 1,19	76,33 ± 1,18	41,36 ± 1,19	14,61 ± 1,19
Promedio			81,42 ± 5,45	70,32 ± 5,76	35,63 ± 5,82	9,55 ± 4,87

4.1.2. Calcular la eficiencia de sustratos alcalinos dispersos en la remoción de metales pesados divalentes (Cu^{+2} , Pb^{+2} y Zn^{+2}) de los drenajes ácidos de minas en la relavera de Mesapata, Ancash-Perú

Remoción de Cu^{+2}

Los datos obtenidos de la remoción de cobre (II) no siguieron una distribución normal (Anexo 4c). Por ende, se aplicó la prueba de Kruskal-Wallis para verificar si existe diferencias estadísticas significativas. En ese sentido, al utilizar la variable “tipo de sustrato alcalino” se verificó que sí existe diferencia entre los grupos ($p\text{-valor} = 0,00 < \alpha = 0,05$) (Tabla 20).

Tabla 20

Prueba de hipótesis – tipo de DAS

	Hipótesis nula	Test	Sig.	Decisión
1	La distribución de % Remoción de Cu^{+2} es la misma entre las categorías de tipo de DAS	Prueba Kruskal-Wallis de muestras independientes	0,000	Rechazar la hipótesis nula

Nota. El nivel de significancia es 5 % ($\alpha = 0,05$).

Por ende, se realizó una comparación por parejas. Los sustratos magnésicos con mixto no presentaron diferencias estadísticas significativas ($p\text{-valor} = 1,00 > \alpha = 0,005$). Por su parte, las parejas “calizo-magnésico” y “calizo-mixto” sí presentaron diferencias estadísticas ($p\text{-valor} = 0,00 < \alpha = 0,05$) (Tabla 21).

Tabla 21

Prueba de hipótesis – Comparaciones por parejas de tipo de DAS

Muestra 1-Muestra 2	Prueba estadística	Error típico	Desv. Prueba estadística	Sig.	Sig. ady.
Calizo-Magnésico	-37,000	7,379	-5,015	0,000	0,000
Calizo-Mixto	-44,000	7,379	-5,963	0,000	0,000
Magnésico-Mixto	-7,000	7,379	-0,949	0,343	1,000

Nota. El nivel de significancia es 5 % ($\alpha = 0,05$).

Por su parte, la variable “proporción de mezcla” indicó que no existe diferencia entre los grupos ($p\text{-valor} = 0,984 > \alpha = 0,05$) (Tabla 22).

Tabla 22

Prueba de hipótesis – tipo de DAS

	Hipótesis nula	Test	Sig.	Decisión
1	La distribución de % Remoción de Al^{+3} es la misma entre las categorías de Proporción de mezcla (v:v %)	Prueba Kruskal-Wallis de muestras independientes	0,984	Aceptar la hipótesis nula

Nota. El nivel de significancia es 5 % ($\alpha = 0,05$).

Del mismo modo, se realizó la prueba e hipótesis de los porcentajes de remoción obtenidos de las diferentes semanas evaluadas. La Prueba Kruskal-Wallis de muestras independientes, rechazó la hipótesis nula y concluyó que sí existe diferencia entre los grupos ($p\text{-valor} = 0,00 < \alpha = 0,05$) (Tabla 23).

Tabla 23

Prueba de hipótesis – Muestras de semana

	Hipótesis nula	Test	Sig.	Decisión
1	La distribución de % Remoción de Cu^{+2} es la misma entre las categorías de semanas	Prueba Kruskal-Wallis de muestras independientes	0,000	Rechazar la hipótesis nula

Nota. El nivel de significancia es 5 % ($\alpha = 0,05$).

Por ende, se realizó una comparación por parejas. Las muestras de la semana 10 y 16, semana 4 y 10 y, semana 1 y 4, no presentaron diferencias estadísticas significativas ($p\text{-valor} > \alpha$). Por su parte, las muestras de la semana 4 y 16, semana 1 y 16, semana 4 y 10 y, semana 1 y 10, sí presentaron diferencias estadísticas ($p\text{-valor} < \alpha$) (Tabla 24).

Tabla 24*Prueba de hipótesis – Comparaciones por parejas de muestras de semana*

Muestra 1-Muestra 2	Prueba estadística	Error típico	Desv. Prueba estadística	Sig.	Sig. ady.
Semana 16-Semana 10	14,556	8,520	1,708	0,088	0,525
Semana 16-Semana 4	-47,778	8,520	-5,608	0,000	0,000
Semana 16-Semana 1	50,778	8,520	5,960	0,000	0,000
Semana 10-Semana 4	-33,222	8,520	-3,899	0,000	0,001
Semana 10-Semana 1	36,222	8,520	4,251	0,000	0,000
Semana 4-Semana 1	3,000	8,520	0,352	0,725	1,000

Nota. El nivel de significancia es 5 % ($\alpha = 0,05$).

En esta investigación en la semana 1 y 4, se obtuvieron las remociones máximas de Cu^{+2} , con DAS magnésico y mixto (ambos sin diferencia estadística significativa); mientras que el DAS-calizo, presentó bajos porcentajes de remoción (Tabla 25).

Tabla 25*Remoción de Cu⁺² por tipo de DAS y agrupada por semana de muestreo*

Tratamiento	Tipo de sustrato DAS	Proporción de mezcla (v:v %)	Remoción de Cu ⁺² por semana (%)			
			1	4	10	16
T1	Calizo	20:80	20,69 ± 0,00	3,57 ± 0,00	0,70 ± 0,00	0,53 ± 0,18
T2		50:50	21,58 ± 0,00	3,45 ± 0,00	0,72 ± 0,00	0,48 ± 0,00
T3		80:20	21,13 ± 0,00	3,60 ± 0,00	0,72 ± 0,00	0,56 ± 0,11
Promedio			21,13 ± 0,39	3,54 ± 0,07	0,71 ± 0,01	0,52 ± 0,11
T4	Magnésico	20:80	34,78 ± 0,00	59,26 ± 0,00	14,18 ± 0,00	10,93 ± 0,00
T5		50:50	36,70 ± 0,00	57,14 ± 0,00	14,60 ± 0,00	10,32 ± 0,00
T6		80:20	35,71 ± 0,00	59,70 ± 0,00	14,60 ± 0,00	10,19 ± 0,00
Promedio			35,73 ± 0,83	58,70 ± 1,19	14,46 ± 0,21	10,48 ± 0,34
T7	Mixto	20:80	48,28 ± 0,00	60,71 ± 0,00	14,79 ± 0,00	11,40 ± 0,00
T8		50:50	50,36 ± 0,00	58,62 ± 0,00	15,22 ± 0,00	10,75 ± 0,00
T9		80:20	49,30 ± 0,00	61,15 ± 0,00	15,22 ± 0,00	10,70 ± 0,10
Promedio			49,31 ± 0,90	60,16 ± 1,17	15,08 ± 0,22	10,95 ± 0,35

Remoción de Pb⁺²

Los datos obtenidos de la remoción de plomo (II) no siguieron una distribución normal (Anexo 4d). Por ende, se aplicó la prueba de Kruskal-Wallis para verificar si existe diferencias estadísticas significativas. En ese sentido, al utilizar la variable “tipo de sustrato alcalino” se verificó que sí existe diferencia entre los grupos ($p\text{-valor} = 0,00 < \alpha = 0,05$) (Tabla 26).

Tabla 26

Prueba de hipótesis – tipo de DAS

	Hipótesis nula	Test	Sig.	Decisión
1	La distribución de % Remoción de Pb ⁺² es la misma entre las categorías de tipo de DAS	Prueba Kruskal-Wallis de muestras independientes	0,000	Rechazar la hipótesis nula

Nota. El nivel de significancia es 5 % ($\alpha = 0,05$).

Por ende, se realizó una comparación por parejas. Los sustratos magnésicos con mixto no presentaron diferencias estadísticas significativas ($p\text{-valor} = 1,00 > \alpha = 0,005$). Por su parte, las parejas “calizo-magnésico” y “calizo-mixto” sí presentaron diferencias estadísticas ($p\text{-valor} = 0,00 < \alpha = 0,05$) (Tabla 27).

Tabla 27

Prueba de hipótesis – Comparaciones por parejas de tipo de DAS

Muestra 1-Muestra 2	Prueba estadística	Error típico	Desv. Prueba estadística	Sig.	Sig. ady.
Calizo-Magnésico	-44,500	7,380	-6,030	0,000	0,000
Calizo-Mixto	-50,000	7,380	-6,775	0,000	0,000
Magnésico-Mixto	-5,500	7,380	-0,745	0,456	1,000

Nota. El nivel de significancia es 5 % ($\alpha = 0,05$).

Por su parte, la variable “proporción de mezcla” indicó que no existe diferencia entre los grupos ($p\text{-valor} = 0,940 > \alpha = 0,05$) (Tabla 28).

Tabla 28*Prueba de hipótesis – tipo de DAS*

	Hipótesis nula	Test	Sig.	Decisión
1	La distribución de % Remoción de Pb ⁺² es la misma entre las categorías de Proporción de mezcla (v:v %)	Prueba Kruskal-Wallis de muestras independientes	0,940	Aceptar la hipótesis nula

Nota. El nivel de significancia es 5 % ($\alpha = 0,05$).

Del mismo modo, se realizó la prueba e hipótesis de los porcentajes de remoción obtenidos de las diferentes semanas evaluadas. La Prueba Kruskal-Wallis de muestras independientes, rechazó la hipótesis nula y concluyó que sí existe diferencia entre los grupos ($p\text{-valor} = 0,00 < \alpha = 0,05$) (Tabla 29).

Tabla 29*Prueba de hipótesis – Muestras de semana*

	Hipótesis nula	Test	Sig.	Decisión
1	La distribución de % Remoción de Pb ⁺² es la misma entre las categorías de semanas	Prueba Kruskal-Wallis de muestras independientes	0,000	Rechazar la hipótesis nula

Nota. El nivel de significancia es 5 % ($\alpha = 0,05$).

Por ende, se realizó una comparación por parejas. Las muestras de la semana 10 y 16 y, semana 1 y 4, no presentaron diferencias estadísticas significativas ($p\text{-valor} > \alpha$). Por su parte, las muestras de la semana 4 y 16, semana 1 y 16, semana 4 y 10 y, semana 1 y 10, sí presentaron diferencias estadísticas ($p\text{-valor} < \alpha$) (Tabla 30).

Tabla 30*Prueba de hipótesis – Comparaciones por parejas de muestras de semana*

Muestra 1-Muestra 2	Prueba estadística	Error típico	Desv. Prueba estadística	Sig.	Sig. ady.
Semana 16-Semana 10	21,000	8,522	2,464	0,014	0,082
Semana 16-Semana 4	45,000	8,522	5,281	0,000	0,000
Semana 16-Semana 1	-48,000	8,522	-5,633	0,000	0,000
Semana 10-Semana 1	24,000	8,522	2,816	0,005	0,029
Semana 10-Semana 4	-27,000	8,522	-3,168	0,002	0,009
Semana 1-Semana 4	-3,000	8,522	-0,352	0,725	1,000

Nota. El nivel de significancia es 5 % ($\alpha = 0,05$).

En esta investigación en la semana 1 y 4, se obtuvieron las remociones máximas de Pb^{+2} , con DAS magnésico y mixto (ambos sin diferencia estadística significativa); mientras que el DAS-calizo, presentó bajos porcentajes de remoción (Tabla 31).

Tabla 31*Remoción de Pb⁺² por tipo de DAS y agrupada por semana de muestreo*

Tratamiento	Tipo de sustrato DAS	Proporción de mezcla (v:v %)	Remoción de Pb ⁺² por semana (%)			
			1	4	10	16
T1	Calizo	20:80	16,13 ± 0,00	5,88 ± 0,00	0,78 ± 0,00	0,15 ± 0,00
T2		50:50	17,24 ± 0,00	6,25 ± 0,00	0,76 ± 0,00	0,16 ± 0,00
T3		80:20	14,29 ± 0,00	6,45 ± 0,00	0,75 ± 0,00	0,17 ± 0,00
Promedio			15,89 ± 1,29	6,19 ± 0,25	0,76 ± 0,01	0,16 ± 0,01
T4	Magnésico	20:80	38,46 ± 0,00	65,63 ± 0,00	18,90 ± 0,00	8,97 ± 0,00
T5		50:50	41,67 ± 0,00	70,00 ± 0,00	18,32 ± 0,00	9,69 ± 0,00
T6		80:20	33,33 ± 0,00	72,41 ± 0,00	18,05 ± 0,00	10,02 ± 0,00
Promedio			37,82 ± 3,64	69,35 ± 2,98	18,42 ± 0,38	9,56 ± 0,46
T7	Mixto	20:80	48,39 ± 0,00	67,65 ± 0,00	19,53 ± 0,00	9,10 ± 0,00
T8		50:50	51,72 ± 0,00	71,88 ± 0,00	18,94 ± 0,00	9,84 ± 0,00
T9		80:20	42,86 ± 0,00	74,19 ± 0,00	18,66 ± 0,00	10,17 ± 0,00
Promedio			47,66 ± 2,87	71,24 ± 2,87	19,04 ± 0,38	9,70 ± 0,47

Remoción de Zn^{+2}

Los datos obtenidos de la remoción de zinc (II) no siguieron una distribución normal (Anexo 4e). Por ende, se aplicó la prueba de Kruskal-Wallis para verificar si existe diferencias estadísticas significativas. En ese sentido, al utilizar la variable “tipo de sustrato alcalino” se verificó que sí existe diferencia entre los grupos ($p\text{-valor} = 0,00 < \alpha = 0,05$) (Tabla 32).

Tabla 32

Prueba de hipótesis – tipo de DAS

	Hipótesis nula	Test	Sig.	Decisión
1	La distribución de % Remoción de Zn^{+2} es la misma entre las categorías de tipo de DAS	Prueba Kruskal-Wallis de muestras independientes	0,000	Rechazar la hipótesis nula

Nota. El nivel de significancia es 5 % ($\alpha = 0,05$).

Por ende, se realizó una comparación por parejas. Los sustratos magnésicos con mixto no presentaron diferencias estadísticas significativas ($p\text{-valor} = 1,00 > \alpha = 0,005$). Por su parte, las parejas “calizo-magnésico” y “calizo-mixto” sí presentaron diferencias estadísticas ($p\text{-valor} = 0,00 < \alpha = 0,05$) (Tabla 33).

Tabla 33

Prueba de hipótesis – Comparaciones por parejas de tipo de DAS

Muestra 1-Muestra 2	Prueba estadística	Error típico	Desv. Prueba estadística	Sig.	Sig. ady.
Calizo-Magnésico	-36,000	7,376	-4,881	0,000	0,000
Calizo-Mixto	-45,000	7,376	-6,101	0,000	0,000
Magnésico-Mixto	-9,000	7,376	-1,220	0,222	0,667

Nota. El nivel de significancia es 5 % ($\alpha = 0,05$).

Por su parte, la variable “proporción de mezcla” indicó que no existe diferencia entre los grupos ($p\text{-valor} = 0,940 > \alpha = 0,05$) (Tabla 34).

Tabla 34*Prueba de hipótesis – tipo de DAS*

	Hipótesis nula	Test	Sig.	Decisión
1	La distribución de % Remoción de Zn^{+2} es la misma entre las categorías de Proporción de mezcla (v:v %) independientes	Prueba Kruskal-Wallis de muestras independientes	0,940	Aceptar la hipótesis nula

Nota. El nivel de significancia es 5 % ($\alpha = 0,05$).

Del mismo modo, se realizó la prueba e hipótesis de los porcentajes de remoción obtenidos de las diferentes semanas evaluadas. La Prueba Kruskal-Wallis de muestras independientes, rechazó la hipótesis nula y concluyó que sí existe diferencia entre los grupos ($p\text{-valor} = 0,00 < \alpha = 0,05$) (Tabla 35).

Tabla 35*Prueba de hipótesis – Muestras de semana*

	Hipótesis nula	Test	Sig.	Decisión
1	La distribución de % Remoción de Zn^{+2} es la misma entre las categorías de semanas independientes	Prueba Kruskal-Wallis de muestras independientes	0,000	Rechazar la hipótesis nula

Nota. El nivel de significancia es 5 % ($\alpha = 0,05$).

Por ende, se realizó una comparación por parejas. Las muestras de la semana 1 y 4, no presentaron diferencias estadísticas significativas ($p\text{-valor} > \alpha$). Por su parte, las muestras de la semana 10 y 16, semana 1 y 16, semana 4 y 16, semana 1 y 10 y, semana 4 y 10, sí presentaron diferencias estadísticas ($p\text{-valor} < \alpha$) (Tabla 36).

Tabla 36*Prueba de hipótesis – Comparaciones por parejas de muestras de semana*

Muestra 1-Muestra 2	Prueba estadística	Error típico	Desv. Prueba estadística	Sig.	Sig. ady.
Semana 16-Semana 10	27,000	8,517	3,170	0,002	0,009
Semana 16-Semana 1	51,000	8,517	5,988	0,000	0,000
Semana 16-Semana 4	-60,000	8,517	-7,045	0,000	0,000
Semana 10-Semana 1	24,000	8,517	2,818	0,005	0,029
Semana 10-Semana 4	-33,000	8,517	-3,875	0,000	0,001
Semana 1-Semana 4	-9,000	8,517	-1,057	0,291	1,000

Nota. El nivel de significancia es 5 % ($\alpha = 0,05$).

En esta investigación en la semana 1 y 4, se obtuvieron las remociones máximas de Zn^{+2} , con DAS magnésico y mixto (ambos sin diferencia estadística significativa); mientras que el DAS-calizo, presentó bajos porcentajes de remoción (Tabla 37).

Tabla 37*Remoción de Zn^{+2} por tipo de DAS y agrupada por semana de muestreo*

Tratamiento	Tipo de sustrato DAS	Proporción de mezcla (v:v %)	Remoción de Zn ⁺² por semana (%)			
			1	4	10	16
T1	Calizo	20:80	9,66 ± 0,00	6,83 ± 0,00	1,96 ± 0,00	0,29 ± 0,00
T2		50:50	9,70 ± 0,00	6,80 ± 0,00	1,95 ± 0,00	0,29 ± 0,00
T3		80:20	9,74 ± 0,00	6,81 ± 0,00	1,96 ± 0,00	0,29 ± 0,00
Promedio			9,70 ± 0,03	6,81 ± 0,01	1,96 ± 0,01	0,29 ± 0,00
T4	Magnésico	20:80	32,09 ± 0,00	57,59 ± 0,00	16,00 ± 0,00	3,94 ± 0,00
T5		50:50	32,22 ± 0,00	57,35 ± 0,00	15,87 ± 0,00	3,94 ± 0,00
T6		80:20	32,36 ± 0,00	57,41 ± 0,00	16,00 ± 0,00	3,93 ± 0,00
Promedio			32,22 ± 0,12	57,45 ± 0,11	15,96 ± 0,07	3,94 ± 0,00
T7	Mixto	20:80	38,65 ± 0,00	60,49 ± 0,00	17,65 ± 0,00	4,23 ± 0,00
T8		50:50	38,80 ± 0,00	60,25 ± 0,00	17,51 ± 0,00	4,22 ± 0,00
T9		80:20	38,95 ± 0,00	60,31 ± 0,00	17,65 ± 0,00	4,22 ± 0,00
Promedio			38,80 ± 0,13	60,35 ± 0,11	17,60 ± 0,07	4,22 ± 0,01

4.1.3. Evaluar el efecto de sustratos alcalinos dispersos en el potencial de hidrógeno y temperatura de los drenajes ácidos de minas en la relavera de Mesapata, Ancash-Perú

Potencial de hidrógeno

Se verificó el supuesto de normalidad, mediante Prueba de Kolmogorov-Smirnov para una muestra, al tratarse de dos grupos relacionados y, se rechazó la hipótesis nula ($p\text{-valor} = 0,026 < \alpha = 0,05$). Por ende, se realizó la prueba de los rangos con signo de Wilcoxon para comparar el pH final y el pH inicial (Tabla 38). El valor de Z es -9,022, lo que indica una diferencia significativa entre las dos mediciones de pH. En este caso, un valor de Z tan negativo sugiere que, en general, los valores de pH final presentan tendencia a la alcalinidad que a la acidez (incremento en el rango del pH).

Tabla 38

Prueba de los rangos con signo de Wilcoxon - pH

	pH final (unidades) - pH inicial (unidades)
Z	-9,022
Sig. asintót. (bilateral)	0,000

El valor de Sig. asintót. (bilateral) resultó menor que el nivel de significancia ($p\text{-valor} = 0,000 < \alpha = 0,05$). Por ende, se concluye que hay una diferencia estadística significativa entre el pH inicial y el pH final. Esto implica que la intervención o el tratamiento aplicado tuvo un efecto notable en el pH, resultando con tendencia a la alcalinidad (Tabla 39).

Tabla 39

Valores del pH inicial y final por tipo de DAS y agrupada por semana de muestreo

Tratamiento	Tipo de sustrato DAS	Proporción de mezcla (v:v %)	Semana							
			pH inicial (unidad)				pH final (unidad)			
			1	4	10	16	1	4	10	16
T1	Calizo	20:80	2,19 ± 0,01	2,34 ± 0,10	2,36 ± 0,01	2,39 ± 0,01	5,53 ± 0,06	5,90 ± 0,06	5,68 ± 0,03	3,08 ± 0,06
T2		50:50	2,27 ± 0,12	2,42 ± 0,12	2,44 ± 0,12	2,47 ± 0,12	6,17 ± 0,06	6,51 ± 0,10	5,29 ± 0,01	3,72 ± 0,06
T3		80:20	2,30 ± 0,10	2,50 ± 0,10	2,50 ± 0,10	2,50 ± 0,10	6,93 ± 0,15	7,40 ± 0,10	7,03 ± 0,15	4,53 ± 0,15
Promedio			2,25 ± 0,09	2,42 ± 0,10	2,43 ± 0,10	2,45 ± 0,09	6,21 ± 0,61	6,61 ± 0,66	6,00 ± 0,80	3,78 ± 0,64
T4	Magnésico	20:80	1,73 ± 0,21	2,47 ± 0,25	2,90 ± 0,20	2,10 ± 0,40	7,47 ± 0,06	7,83 ± 0,06	7,57 ± 0,06	4,40 ± 0,17
T5		50:50	2,27 ± 0,10	2,47 ± 0,06	3,20 ± 0,26	3,70 ± 0,10	8,27 ± 0,21	8,30 ± 0,26	8,37 ± 0,15	4,60 ± 0,10
T6		80:20	2,47 ± 0,06	2,53 ± 0,21	2,80 ± 0,10	2,93 ± 0,15	8,80 ± 0,10	9,00 ± 0,20	8,90 ± 0,30	5,03 ± 0,15
Promedio			2,16 ± 0,36	2,49 ± 0,17	2,97 ± 0,25	2,91 ± 0,73	8,18 ± 0,59	8,38 ± 0,54	8,28 ± 0,61	4,68 ± 0,31
T7	Mixto	20:80	2,30 ± 0,10	2,37 ± 0,06	2,50 ± 0,10	2,63 ± 0,06	7,47 ± 0,06	7,70 ± 0,10	7,60 ± 0,10	4,20 ± 0,10
T8		50:50	2,37 ± 0,06	2,57 ± 0,06	2,43 ± 0,15	2,70 ± 0,10	8,07 ± 0,15	8,60 ± 0,10	8,27 ± 0,06	4,63 ± 0,06
T9		80:20	2,43 ± 0,06	2,63 ± 0,06	2,53 ± 0,06	2,83 ± 0,06	8,50 ± 0,00	8,77 ± 0,21	8,90 ± 0,30	5,23 ± 0,25
Promedio			2,37 ± 0,09	2,52 ± 0,13	2,49 ± 0,11	2,72 ± 0,11	8,01 ± 0,46	8,36 ± 0,51	8,26 ± 0,59	4,69 ± 0,47

Temperatura

Se verificó el supuesto de normalidad, mediante Prueba de Kolmogorov-Smirnov para una muestra, al tratarse de dos grupos relacionados y, se rechazó la hipótesis nula ($p\text{-valor} = 0,005 < \alpha = 0,05$). Por ende, se realizó la prueba de los rangos con signo de Wilcoxon para comparar la temperatura final y la temperatura inicial (Tabla 40). El valor de Z es -1,822, lo que indica una diferencia significativa entre las dos mediciones de temperatura. En este caso, un valor de Z negativo indica que, en general, los valores de temperatura final presentan un incremento.

Tabla 40

Prueba de los rangos con signo de Wilcoxon - Temperatura

	Temperatura final (°C) - Temperatura inicial (°C)
Z	-1,822
Sig. asintót. (bilateral)	,068

El valor de Sig. asintót. (bilateral) resultó mayor que el nivel de significancia ($p\text{-valor} = 0,068 > \alpha = 0,05$). Por ende, se concluye que no hay diferencia estadística significativa entre la temperatura inicial y la temperatura final. Esto implica que la intervención o el tratamiento aplicado no tuvo efecto en la variabilidad de la temperatura (Tabla 41).

Tabla 41

Valores de temperatura inicial y final por tipo de DAS y agrupada por semana de muestreo

Tratamiento	Tipo de sustrato DAS	Proporción de mezcla (v:v %)	Semana							
			Temperatura inicial (°C)				Temperatura final (°C)			
			1	4	10	16	1	4	10	16
T1	Calizo	20:80	15,33 ± 0,29	13,27 ± 0,23	15,53 ± 0,46	16,20 ± 0,17	15,87 ± 0,15	16,67 ± 0,29	16,27 ± 0,21	16,83 ± 0,29
T2		50:50	16,67 ± 0,29	16,50 ± 0,00	18,00 ± 0,00	18,20 ± 0,00	16,30 ± 0,17	16,57 ± 0,49	16,73 ± 0,06	17,27 ± 0,25
T3		80:20	15,70 ± 0,17	13,80 ± 0,17	18,20 ± 0,17	16,47 ± 0,58	16,50 ± 0,44	16,07 ± 0,93	16,83 ± 0,15	17,60 ± 0,36
Promedio			15,90 ± 0,64	14,52 ± 1,51	17,24 ± 1,31	16,96 ± 0,99	16,22 ± 0,37	16,43 ± 0,61	16,61 ± 0,29	17,23 ± 0,42
T4	Magnésico	20:80	15,90 ± 0,10	16,27 ± 0,25	16,07 ± 0,06	16,97 ± 0,06	15,93 ± 0,15	16,47 ± 0,29	16,37 ± 0,06	16,97 ± 0,06
T5		50:50	16,23 ± 0,06	16,80 ± 0,10	16,73 ± 0,06	17,17 ± 0,15	16,53 ± 0,06	16,53 ± 0,47	16,47 ± 0,40	17,17 ± 0,15
T6		80:20	16,50 ± 0,44	16,27 ± 0,23	16,83 ± 0,15	17,13 ± 0,23	16,77 ± 0,25	16,27 ± 0,46	16,83 ± 0,15	17,20 ± 0,26
Promedio			16,21 ± 0,34	16,44 ± 0,32	16,54 ± 0,37	17,09 ± 0,17	16,41 ± 0,40	16,42 ± 0,38	16,56 ± 0,30	17,11 ± 0,19
T7	Mixto	20:80	15,67 ± 0,29	13,40 ± 0,00	15,80 ± 0,00	16,20 ± 0,17	15,97 ± 0,06	16,67 ± 0,29	16,03 ± 0,06	16,97 ± 0,06
T8		50:50	16,77 ± 0,25	16,67 ± 0,29	18,00 ± 0,00	18,13 ± 0,12	16,13 ± 0,12	16,87 ± 0,15	16,80 ± 0,17	17,17 ± 0,15
T9		80:20	15,40 ± 0,36	13,73 ± 0,25	17,77 ± 0,68	16,10 ± 0,96	16,50 ± 0,44	15,63 ± 1,42	16,23 ± 1,08	17,23 ± 0,21
Promedio			15,94 ± 0,68	14,60 ± 1,57	17,19 ± 1,10	16,81 ± 1,11	16,20 ± 0,33	16,22 ± 0,90	16,36 ± 0,65	17,12 ± 0,18

4.2. Discusión

4.2.1. Calcular la eficiencia de sustratos alcalinos dispersos en la remoción de metales pesados trivalentes (Fe^{+3} y Al^{+3}) de los drenajes ácidos de minas en la relavera de Mesapata, Ancash-Perú

Remoción de Fe^{+3}

La remoción experimental de Fe^{+3} en los drenajes ácidos de la relavera de Mesapata mostró resultados destacables en la primera semana de tratamiento, con el sustrato calizo (hidróxido de calcio [$\text{Ca}(\text{OH})_2$]) alcanzando una remoción del $78,90 \pm 3,96 \%$ y el sustrato mixto un $79,32 \pm 3,97 \%$ (Tabla 13). Esta eficiencia puede atribuirse a la rápida neutralización del ácido por el carbonato de calcio, favoreciendo la precipitación del hierro férrico como hidróxido de hierro [$\text{Fe}(\text{OH})_3$], que tiene baja solubilidad a pH superiores a 4 (Aduvire, 2006). Sin embargo, los porcentajes de remoción disminuyeron considerablemente a lo largo del tiempo, con valores de remoción por debajo de $6,78 \pm 5,19 \%$ en la semana 16 (Tabla 13). Este comportamiento es consistente con estudios previos que han documentado la caída de eficiencia en sistemas DAS debido al agotamiento del material reactivo y la pasivación por recubrimiento de hidróxidos (Millán *et al.*, 2024a; Millán *et al.*, 2023a).

Por su parte, el sustrato magnésico mostró una baja eficiencia desde el inicio, comenzando con solo un $2,06 \pm 0,37 \%$ en la semana 1 y manteniéndose en niveles mínimos a lo largo del tiempo, alcanzando apenas un $0,91 \pm 0,05 \%$ en la semana 16 (Tabla 13). Este bajo rendimiento puede explicarse por la menor solubilidad del óxido de magnesio [MgO], que genera una reacción más lenta y menos eficiente para neutralizar el ácido y precipitar el hierro en comparación con el carbonato de calcio (Collahuazo *et al.*, 2025; Guayasamín, 2016). Aunque investigaciones como la de Millán *et al.* (2024b) reportaron eficiencias iniciales más altas con MgO , nuestras condiciones experimentales *in situ* (condiciones naturales del área de estudio) podrían haber influido en el bajo porcentaje de remoción.

Este comportamiento resalta la importancia de seleccionar materiales con propiedades químicas y físicas específicas para cada tipo de drenaje ácido, como lo demuestra la alta eficiencia observada en el estudio de Guerrero *et al.* (2024) con carbonato de bario (60 %), y en el de Colonio (2024) con mezclas calcáreas (> 90 %). Por ende, en intervenciones de

remediación de pasivos ambientales mineros con producción de drenajes ácidos, sería muy importante implementar protocolos de reposición periódica de sustratos específicos, para evitar el colapso del sistema por agotamiento químico o pasivación superficial.

En esta investigación el tiempo de muestreo (semana 1, 4, 10 y 16) presentaron diferencias estadísticas (Tabla 12). Esta situación podría estar relacionada a la pasivación superficial del reactivo, factores físicos cambiantes (temperatura, humedad relativa), entre otros.

Remoción de Al^{+3}

En cuanto a la remoción de Al^{+3} , el sustrato calizo presentó una alta eficiencia en la primera semana ($79,05 \pm 5,45$ %), similar a los resultados obtenidos para Fe^{+3} (Tabla 19). Sin embargo, al igual que este último metal, la eficiencia disminuyó a $69,12 \pm 5,77$ % en la semana 4 y a $9,43 \pm 4,87$ % en la semana 16, lo que evidencia un agotamiento progresivo de la capacidad del sustrato alcalino (Tabla 19). Este fenómeno puede estar relacionado con la pasivación del sustrato por los precipitados de hidróxido de aluminio $[\text{Al}(\text{OH})_3]$, que se forman rápidamente a un pH superior a 4,50 y cubren las superficies activas, reduciendo la eficiencia a largo plazo (Collahuazo *et al.*, 2025; Guayasamín, 2016). Estos resultados son consistentes con estudios previos, como el de Millán *et al.* (2024a), que documentaron una disminución de la eficiencia en sistemas DAS debido a la formación de bloqueos físicos por precipitación.

Por otro lado, el sustrato magnésico, presentó una remoción baja desde el inicio ($11,97 \pm 3,02$ % en la semana 1) y se mantuvo en niveles muy bajos a lo largo del experimento, alcanzando solo un $0,13 \pm 0,01$ % en la semana 16 (Tabla 19). La baja efectividad del MgO puede explicarse por su menor solubilidad en las primeras etapas del tratamiento, lo que impide la formación de un pH suficientemente alto para precipitar eficazmente el Al^{+3} como $\text{Al}(\text{OH})_3$ (Collahuazo *et al.*, 2025; Guayasamín, 2016).

Por su parte, el sustrato mixto, al combinar hidróxido de calcio y óxido de magnesio, presentó una eficiencia de remoción del $81,42 \pm 5,45$ % en la semana 1, aunque también sufrió una caída significativa a $9,55 \pm 4,87$ % en la semana 16, evidenciando el agotamiento de su capacidad neutralizante (Tabla 19). Este comportamiento sugiere que, aunque la combinación de sustratos alcalinos es efectiva en las primeras etapas, se requieren estrategias

adicionales, como la reposición periódica, para mantener altos niveles de remoción a largo plazo (Collahuazo *et al.*, 2025; Guayasamín, 2016; Millán *et al.*, 2021).

Estos resultados concuerdan con estudios como el de Apaza (2022), quien mostró una alta eficiencia en la remoción de Al^{+3} utilizando un sistema DAS bietapa con cáscara de huevo y MgO . Asimismo, se ha demostrado que la estabilidad del pH es un factor crucial para la remoción eficiente de Al^{+3} , ya que el metal precipita de manera óptima entre pH 4,50 y 5,50 (Skousen *et al.*, 2017). Por ende, resulta fundamental estudiar, entre otros términos o consideraciones, sistemas multietapa que combinen materiales calizos y magnésicos finamente molidos, con el fin de mantener un pH adecuado para la precipitación continua de metales trivalentes y divalentes.

4.2.2. Calcular la eficiencia de sustratos alcalinos dispersos en la remoción de metales pesados divalentes (Cu^{+2} , Pb^{+2} y Zn^{+2}) de los drenajes ácidos de minas en la relavera de Mesapata, Ancash-Perú

Remoción de Cu^{+2}

En cuanto a la remoción de Cu^{+2} , el sustrato calizo mostró una remoción inicial del $21,13 \pm 0,39$ % en la semana 1, pero esta eficiencia disminuyó a $0,52 \pm 0,11$ % en la semana 16, lo que indica un agotamiento casi total de su capacidad (Tabla 25). Esta caída podría explicarse por la baja afinidad del carbonato de calcio para el Cu^{+2} , ya que no alcanzó los niveles de pH necesarios ($> 6,50$) para una precipitación efectiva del metal.

El sustrato magnésico, por el contrario, mostró un comportamiento inverso, comenzando con una remoción de $35,73 \pm 0,83$ % que aumentó a $58,70 \pm 1,19$ % en la semana 4 (Tabla 25). Esto sugiere que el MgO es capaz de inducir una alcalinidad más sostenida, manteniendo un pH más alto y favorable para la precipitación del Cu^{+2} como hidróxido de cobre $[\text{Cu}(\text{OH})_2]$. No obstante, su eficiencia también decayó progresivamente, alcanzando un $10,48 \pm 0,34$ % en la semana 16. Esto podría estar relacionado con la saturación del sustrato o la formación de complejos solubles, que previenen la precipitación del Cu^{+2} .

Por su parte, el sustrato mixto mostró la mayor eficiencia en las primeras semanas ($49,31 \pm 0,90$ % en la semana 1 y $60,16 \pm 1,17$ % en la semana 4) (Tabla 25). Esto se puede atribuir

a un efecto sinérgico entre los dos materiales, donde el carbonato de calcio neutraliza rápidamente el ácido, mientras que el MgO estabiliza el pH durante un periodo más largo. Sin embargo, también mostró una caída a $10,95 \pm 0,35$ % en la semana 16, lo que evidencia un patrón común de agotamiento a mediano plazo.

Estos resultados concuerdan parcialmente con los estudios de Millán *et al.* (2024b), quienes lograron una remoción casi total de Cu^{+2} en sistemas DAS con MgO durante los primeros 20 días. Las diferencias observadas podrían explicarse por la granulometría más fina utilizada en su estudio y las diferencias en las condiciones experimentales. Apaza (2022) también reportó una remoción eficiente de Cu^{+2} en un sistema DAS bietapa, destacando la importancia de la superficie reactiva y el tiempo de retención hidráulica. Por tanto, resulta recomendable considerar el ajuste de la granulometría y proporción de los sustratos en función de la carga contaminante específica del drenaje ácido, priorizando un diseño que favorezca tanto la neutralización rápida como la alcalinidad sostenida.

Remoción de Pb^{+2}

El sustrato calizo mostró una baja eficiencia de remoción de Pb^{+2} desde el inicio ($15,89 \pm 1,29$ % en la semana 1) y mostró una disminución constante, alcanzando solo un $0,16 \pm 0,01$ % en la semana 16 (Tabla 31). Este comportamiento refleja la limitada capacidad del hidróxido de calcio para mantener condiciones alcalinas estables a largo plazo. En cambio, el sustrato magnésico mostró una mayor eficiencia inicial ($37,82 \pm 3,64$ % en la semana 1), alcanzando $69,35 \pm 2,98$ % en la semana 4 (Tabla 31). Esto sugiere que el MgO puede mantener un pH más estable y favorable para la precipitación del Pb^{+2} como hidróxido de plomo $[\text{Pb}(\text{OH})_2]$.

A pesar de la mejora inicial, la eficiencia del sustrato magnésico también disminuyó con el tiempo ($9,56 \pm 0,46$ % en la semana 16), lo que puede ser consecuencia de la saturación del sustrato o la pasivación superficial (Tabla 31). El sustrato mixto, presentó la mayor eficiencia en la semana 4 ($71,24 \pm 2,87$ %), lo que podría deberse a la acción conjunta de ambos compuestos: el hidróxido de calcio neutraliza rápidamente el ácido, mientras que el MgO mantiene un pH alcalino favorable para la precipitación de Pb^{+2} . No obstante, su eficiencia también decayó a $9,70 \pm 0,47$ % en la semana 16.

Este patrón de comportamiento es consistente con lo reportado por Colonio (2024) y Apaza (2022), quienes documentaron eficiencias superiores al 94 % en la remoción de Pb^{+2} en sistemas DAS durante un periodo más corto. Millán *et al.* (2023) también reportaron una remoción eficaz en sistemas similares, aunque los resultados dependieron del control del pH y la saturación del sustrato.

Remoción de Zn^{+2}

En cuanto a la remoción de Zn^{+2} , el sustrato calizo mostró una eficiencia baja desde el inicio ($9,70 \pm 0,03$ % en la semana 1), que continuó cayendo a $0,29 \pm 0,00$ % en la semana 16 (Tabla 37). Este comportamiento se debe a que el Zn^{+2} requiere un pH más elevado (superior a 8,50) para precipitar como hidróxido de zinc [$\text{Zn}(\text{OH})_2$], una condición difícil de alcanzar con carbonato de calcio en sistemas pasivos.

Por otro lado, el sustrato magnésico mostró una mayor eficiencia en las primeras etapas ($32,22 \pm 0,12$ % en la semana 1 y $57,45 \pm 0,11$ % en la semana 4) (Tabla 37); probablemente debido a su capacidad para mantener un pH más alto, lo que facilita la precipitación de Zn^{+2} como $\text{Zn}(\text{OH})_2$. Normalmente, la precipitación del cobre ocurre con pH superior a 8,10 unidades (Bazan *et al.*, 2024). Sin embargo, su eficiencia disminuyó a $15,96 \pm 0,07$ % en la semana 10 y a $3,94 \pm 0,00$ % en la semana 16, lo que indica un agotamiento progresivo.

El sustrato mixto también mostró un buen desempeño en las primeras semanas ($38,80 \pm 0,13$ % en la semana 1 y $60,35 \pm 0,11$ % en la semana 4), pero su eficiencia también decayó a $4,22$ % en la semana 16 (Tabla 37). Este patrón resalta la importancia de mantener un pH elevado para asegurar la remoción eficiente del Zn^{+2} , aunque, al igual que con otros metales, el agotamiento de la capacidad neutralizante es inevitable sin reposición o recirculación.

Los resultados obtenidos son consistentes con los hallazgos de Millán *et al.* (2024b) y Apaza (2022), quienes reportaron una remoción de Zn^{+2} significativa en los primeros días de tratamiento. Sin embargo, ambos estudios indicaron que la eficiencia disminuyó con el tiempo debido a la falta de reposición o regeneración del material reactivo. Por tanto, es importante considerar la frecuencia de recambio del sustrato y, optar por configuraciones hidráulicas dinámicas, como flujos ascendentes o sistemas con recirculación, para minimizar la acumulación de precipitados y mejorar la exposición de las superficies reactivas.

4.2.3. Evaluar el efecto de sustratos alcalinos dispersos en el potencial de hidrógeno y temperatura de los drenajes ácidos de minas en la relavera de Mesapata, Ancash-Perú

En la presente investigación, se evaluaron los efectos de los sustratos alcalinos dispersos (DAS) sobre el potencial de hidrógeno (pH) y la temperatura de los drenajes ácidos provenientes de la relavera de Mesapata. Los resultados muestran que los sustratos alcalinos aplicados tuvieron un impacto significativo tanto en el pH como en la temperatura de los drenajes ácidos.

Efecto del sustrato alcalino en el pH

La intervención con sustratos alcalinos dispersos produjo un cambio significativo en el pH de los drenajes ácidos, como se evidenció en los resultados de la prueba de Wilcoxon. Los valores de pH iniciales y finales mostraron una diferencia estadística significativa ($Z = -9,022$; $p < 0,00$), lo que indica que el tratamiento incrementó significativamente la alcalinidad de los drenajes (Tabla 38). Por ejemplo, los pH iniciales que variaban entre $2,16 \pm 0,36$ y $2,91 \pm 0,73$ unidades, se incrementaron con los tratamientos hasta $8,38 \pm 0,54$ unidades (Tabla 39). Este resultado es consistente con los efectos conocidos de los materiales alcalinos como el hidróxido de calcio $[\text{Ca}(\text{OH})_2]$ y el óxido de magnesio $[\text{MgO}]$, los cuales, al reaccionar con los ácidos presentes en el drenaje, elevan el pH del sistema (Millán *et al.*, 2024a; Millán *et al.*, 2024b; Younger *et al.*, 2002). El aumento del pH facilita la precipitación de metales pesados, como Fe^{+3} y Al^{+3} , al promover la formación de hidróxidos insolubles como $\text{Fe}(\text{OH})_3$ y $\text{Al}(\text{OH})_3$ (Collahuazo *et al.*, 2025; Guayasamín, 2016).

El comportamiento observado también es consistente con las investigaciones de Millán *et al.* (2023a), Millán *et al.* (2023b) y Skousen *et al.* (2017), quienes documentaron un aumento rápido en el pH de drenajes ácidos tratados con DAS, lo que favorece la remoción de metales trivalentes. El incremento del pH es un factor importante para mejorar la eficiencia de la remoción de metales pesados, y los resultados obtenidos en este estudio demuestran que los sustratos calizos y mixtos son eficaces para incrementar el pH, aunque con una eficiencia que disminuye con el tiempo debido al agotamiento del material reactivo.

Efecto del sustrato alcalino en la temperatura

La temperatura no presentó un incremento significativo tras la intervención de los sustratos alcalinos dispersos y, se determinó la inexistencia de diferencia significativa entre la temperatura inicial y final ($Z = -1,822$; $p = 0,068$) (Tabla 40 y 41). Este aumento de temperatura, ligero en este caso, es común en reacciones exotérmicas, como la hidrólisis del óxido de magnesio y la disolución del hidróxido de calcio, que liberan calor al reaccionar con los ácidos presentes en los drenajes (Aduvire, 2006). Por ende, este incremento de temperatura, en procesos reales, también debe ser monitoreado cuidadosamente, ya que puede influir en la solubilidad de los metales y otros parámetros fisicoquímicos del sistema, lo que podría modificar la eficiencia del tratamiento a lo largo del tiempo.

Los resultados obtenidos son concordantes con estudios previos que han documentado un aumento de la temperatura ligero como resultado del tratamiento de drenajes ácidos con sustratos alcalinos (Millán *et al.*, 2023a). El incremento de la temperatura, aunque favorable en términos de eficiencia de remoción de metales, podría requerir ajustes en los sistemas de tratamiento para evitar posibles efectos adversos, como la alteración de las propiedades reactivas del sustrato o la disolución de metales previamente precipitados.

Diferencias en el comportamiento de los sustratos alcalinos

Como se observó en los resultados, el sustrato calizo presentó una alta eficiencia de remoción inicial, pero su capacidad de neutralización disminuyó rápidamente (Tabla 13, 19, 25, 31 y 37), lo que sugiere un agotamiento del material reactivo debido a la pasivación de las superficies reactivas (Collahuazo *et al.*, 2025; Guayasamín, 2016). Por el contrario, el sustrato magnésico, aunque mostró una remoción más baja en las primeras semanas, presentó una mayor sostenibilidad en el incremento del pH a lo largo del tiempo (Colonio, 2024). Este comportamiento refleja las diferencias inherentes entre los materiales alcalinos: el hidróxido de calcio genera alcalinidad de manera rápida, pero con una duración limitada, mientras que el óxido de magnesio actúa de manera más lenta pero sostenida (Millán *et al.*, 2024a; Millán *et al.*, 2024b; Younger *et al.*, 2002).

La combinación de ambos materiales en el sustrato mixto permitió un desempeño inicial más alto, pero también presentó un agotamiento progresivo. Esto resalta la importancia de

considerar tanto la reactividad inicial como la sostenibilidad a largo plazo al seleccionar los materiales para el tratamiento de drenajes ácidos.

CAPÍTULO V: CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

5.1. Conclusiones

- Los sustratos alcalinos dispersos (DAS) mixto, con una proporción de mezcla de 80:20 % (T9) en la primera semana, demostraron alta eficiencia de remoción de metales trivalentes como Fe^{+3} y Al^{+3} , alcanzando $83,21 \pm 0,35$ y $86,95 \pm 1,19$ %, respectivamente. Sin embargo, su eficacia decayó drásticamente después de la semana 10 debido al agotamiento de la capacidad neutralizante y la pasivación superficial por formación de hidróxidos. Este comportamiento confirma que la precipitación de metales trivalentes depende críticamente del mantenimiento de un pH adecuado (entre 4,50 y 5,50 para Al^{+3} y $> 3,50$ para Fe^{+3}), lo cual solo puede sostenerse con reposición periódica del sustrato o con sistemas multietapa, después de la semana 4.
- Los metales divalentes presentaron menores eficiencias de remoción cuando se utilizó el sustrato calizo, registrándose valores de $21,58 \pm 0,00$ % para Cu^{+2} con T2, $17,24 \pm 0,00$ % para Pb^{+2} con T2 y $9,74 \pm 0,00$ % para Zn^{+2} con T3 durante la primera semana. En contraste, los sustratos magnésico y mixto mostraron mejores resultados, alcanzando remociones de $59,70 \pm 0,00$ % y $72,41 \pm 0,00$ % en la semana 4 para Cu^{+2} y Pb^{+2} (T6), respectivamente, y un comportamiento similar para Zn^{+2} ($60,49 \pm 0,00$ % en la semana 4, con T7). Sin embargo, estas eficiencias también disminuyeron considerablemente en las semanas posteriores, lo que evidencia la necesidad de diseñar tratamientos que prolonguen el efecto alcalinizante y prevengan el colapso del sistema por encostramiento o agotamiento químico, después de la semana 4.
- Los resultados mostraron una diferencia estadística significativa entre el pH inicial y final del drenaje ácido, porque se observó un valor de $Z = -9,022$ y un p-valor de $0,000 < 0,05$ con la Prueba de los rangos con signo de Wilcoxon, lo que confirma que los sustratos alcalinos dispersos tuvieron un efecto notable en el aumento del pH, generando un entorno más alcalino, lo cual favorece la precipitación de metales pesados como Fe^{+3} y Al^{+3} . Sin embargo, no se evidenció diferencia estadística significativa entre la temperatura inicial y final del drenaje ($Z = -1,822$; p-valor de $0,068 > 0,05$).

- La presente investigación demostró que la tecnología de sustrato alcalino disperso (DAS) con hidróxido de calcio y óxido de magnesio aplicada en condiciones experimentales en la relavera de Mesapata permite una remoción efectiva de metales pesados en las primeras cuatro semanas de tratamiento, especialmente cuando se emplean sustratos mixtos que combinan hidróxido de calcio y óxido de magnesio.

5.2. Recomendaciones

- A la Empresa Activos Mineros SAC y Ministerio de Energía y Minas, se recomienda escalar sistemas multietapa que combinen materiales calizos y magnésicos finamente molidos, con el fin de mantener un pH adecuado para la precipitación continua de metales trivalentes y divalentes.
- A los responsables de plantas piloto o sistemas de tratamiento de drenajes ácidos, se sugiere establecer protocolos de reposición periódica de sustratos específicos para evitar el colapso del sistema por agotamiento químico o pasivación superficial.
- A los ingenieros encargados del diseño de sistemas DAS, se recomienda considerar configuraciones hidráulicas dinámicas, como flujos ascendentes o sistemas con recirculación, para minimizar la acumulación de precipitados y mejorar la exposición de las superficies reactivas.
- A los investigadores y técnicos en remediación ambiental, se sugiere ajustar la granulometría y proporción de los sustratos en función de la carga contaminante específica del drenaje ácido, priorizando un diseño que favorezca tanto la neutralización rápida como la alcalinidad sostenida.
- A las universidades y centros de investigación, se propone evaluar la inclusión de residuos industriales alcalinos (como escorias o calizas residuales) como alternativas sostenibles y de bajo costo, así como el monitoreo prolongado de la eficiencia en condiciones de campo reales.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Acuña, E. (2023). *Evaluación de la Distribución de Tiempos en el Ciclo de Minado de la Cámara I-Nivel 3175 Marsa en el año 2021* [Tesis de grado, Universidad Nacional de Cajamarca]. Repositorio institucional UNC. <http://190.116.36.86/handle/20.500.14074/5561>
- Aduvire, O. (2006). Drenaje ácido de mina: generación y tratamiento. Instituto Geológico y Minero de España. Dirección de Recursos Minerales y Geoambiente. Madrid, España. https://info.igme.es/sidpdf/113000/258/113258_0000001.pdf
- Alcántara, D. y Esenarro, D. (2018). Método de remediación de bajo costo para disminuir la concentración de metales pesados en aguas contaminadas por la actividad minera. *Biotempo*, 15(2), 149-156. <http://revistas.urp.edu.pe/index.php/Biotempo/article/view/2054>
- Almashhadany, D., Rashid, R., Altaif, K., Mohammed, S., Mohammed, H. y Al-Bader, S. (2024). Heavy metal(loid) bioaccumulation in fish and its implications for human health. *Italian Journal of Food Safety*, 14(1), 12782. doi: 10.4081/ijfs.2024.12782
- Álvarez, D. y López, S. (2023). *Evaluación de remoción de metales pesados del agua residual de la industria minera, utilizando carbón activado de las fibras naturales de la cabuya* [Tesis de grado, Escuela Superior Politécnica De Chimborazo]. Repositorio institucional ESPOCH. <http://dspace.esPOCH.edu.ec/handle/123456789/21833>
- Álvarez, M. (2017). *Sostenibilidad de tratamientos de residuos mineros asociada al riesgo* [Tesis de maestría, Universidad de Oviedo]. Repositorio institucional UNIOVI. <https://digibuo.uniovi.es/dspace/handle/10651/43659>
- Álvarez, R. y Espinoza, M. (2022). *Eficiencia de remoción de los metales pesados mediante el sistema de humedales artificiales de flujo superficial con Schoenoplectus californicus (tatora), para el tratamiento del drenaje ácido de minas (DAM) en la bocamina poderosa-Huachocolpa, 2021* [Tesis de grado, Universidad Nacional de Huancavelica]. Repositorio institucional UNH. <https://repositorio.unh.edu.pe/items/483e398d-b8dd-4d52-b64a-c4a82bf34d8b>
- Apaza, A. (2022). *Eficiencia en el tratamiento de aguas ácidas de mina empleando residuo agroindustrial, a nivel de laboratorio-2021* [Tesis de grado, Universidad Privada San Carlos]. Repositorio institucional UPSC. <https://repositorio.upsc.edu.pe/handle/UPSC%20S.A.C./151>
- Apaza, D., Mestas, B., Romero, F. y Navarro, R. (2019). Toxicidad del cobre sobre la morfología de estomas de *Gochnatia arequipensis* Sandwith (Asteraceae) de dos localidades de Arequipa, Perú. *Idesia (Arica)*, 37(3), 81-87. <https://dx.doi.org/10.4067/S0718-34292019000300081>
- Arana, R. (2019). *Alternativa verde para la flotación de minerales sulfurados de cobre mediante el uso de un líquido iónico y reactivos orgánicos naturales* [Tesis de

- maestría, Pontificia Universidad Católica del Perú]. Repositorio institucional PUCP. <https://tesis.pucp.edu.pe/items/7a084652-3f95-44fc-87fd-e5d87d2b8b4d>
- Arana, C. (2021). *Relación entre los factores sociales y ambientales con los niveles de concentración de metales pesados y metaloides en la población expuesta de la provincia de Hualgayoc, 2017* [Tesis de maestría, Universidad Nacional de Cajamarca]. Repositorio institucional UNC. <https://repositorio.unc.edu.pe/handle/20.500.14074/5232>
- Arismendy, S. (2020). *Problemática ambiental generada por el drenaje ácido de mina en la explotación de yacimientos mineros en Colombia* [Tesis de grado, Universidad Nacional Abierta y a Distancia]. Repositorio institucional UNAD. <https://repository.unad.edu.co/handle/10596/36759>
- Arteaga, P. (2017). Los ácidos carboxílicos. *Con-Ciencia Boletín Científico de la Escuela Preparatoria* N° 3, 4(8). <https://repository.uaeh.edu.mx/revistas/index.php/prepa3/article/view/2564>
- Bazan, F., Sulca, J. y Silvestre, I. (2024). Remoción de cobre aplicando precipitación química a efluentes mineros provenientes de la lixiviación de oro a escala de laboratorio [Tesis de grado, Universidad Continental]. Repositorio institucional CONTINENTAL. https://repositorio.continental.edu.pe/bitstream/20.500.12394/14535/1/IV_FIN_107_TE_Bazan_Sulca_Silvestre_2024.pdf
- Beleño, K., Coll, J. y De La Hoz, J. (2022). Tratamiento de aguas residuales en la industria metalúrgica. *Journal of computer and electronic sciences*, 3(1), 19-33. <https://doi.org/10.17981/cesta.03.01.2022.03>
- Beltrán, M. y Gómez, A. (2016). Biorremediación de metales pesados cadmio (Cd), cromo (Cr) y mercurio (Hg), mecanismos bioquímicos e ingeniería genética: una revisión. *Revista Facultad de Ciencias Básicas*, 12(2), 172-197. <https://revistas.unimilitar.edu.co/index.php/rfcb/article/view/2027>
- Beltrán, M. y Gómez, A. (2015). Metales pesados (Cd, Cr y Hg): su impacto en el ambiente y posibles estrategias biotecnológicas para su remediación. *I3+*, 2(2), 82-112. <https://revistasdigitales.uniboyaca.edu.co/index.php/reiv3/article/view/113>
- Benavides, W., Parra, M. y Silva, M. (2015). Comprensión del concepto de red trófica y su diferencia con cadena trófica mediante trabajos prácticos y preguntas conflicto para tres ecosistemas colombianos. *Bio-grafia*, 1712-1720. <http://revistas.upn.edu.co/index.php/bio-grafia/article/view/3591>
- Bermúdez, J. (2021). *Relación de la estrategia de manejo ambiental asociada a la construcción de represas y la prevención de impactos ambientales negativos en la subcuenca del río Chanchas, 2019* [Tesis de grado, Universidad Continental]. Repositorio institucional CONTINENTAL. <https://repositorio.continental.edu.pe/handle/20.500.12394/9346>

- Bradl, H. (2005). *Interface Science and Technology*. University of Applied Sciences Trier Neubrucke, Germany. <https://www.sciencedirect.com/bookseries/interface-science-and-technology/vol/6/suppl/C>
- Brito, M., Méndez, P., Alvarado, R. y Cazorla, X. (2022). Evaluación de la contaminación por metales pesados del Río Cuchipamba, Morona Santiago. *Polo del conocimiento*, 7(7), 1987-2013. <https://polodelconocimiento.com/ojs/index.php/es/article/view/4328>
- Brousett, M., Rondan, G., Chirinos, M. y Biamont, I. (2021). Impacto de la Minería en Aguas Superficiales de la Región Puno - Perú. *Fides et Ratio - Revista de Difusión cultural y científica de la Universidad La Salle en Bolivia*, 21(21), 187-208. http://www.scielo.org.bo/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2071-081X2021000100011&lng=es&tlng=es
- Burciaga, N., Claudio, J., Cano, L., Martínez, A. y Vega, P. (2020). Compósitos en estado hidrogel con aplicación en la adsorción de metales pesados presentes en aguas residuales. *TIP. Revista especializada en ciencias químico-biológicas*, 23, 1-13. <https://doi.org/10.22201/fesz.23958723e.2020.0.211>
- Bustamante, J. y Salazar, S. (2023). *Evaluación del efecto del tamaño de partícula y tiempo de contacto en la remoción de metales pesados plomo (Pb) y mercurio (Hg) presentes en aguas contaminadas utilizando cáscara de naranja (Citrus sinensis) como absorbente natural* [Tesis de grado, Escuela Superior Politécnica De Chimborazo]. Repositorio institucional ESPOCH. <http://dspace.esPOCH.edu.ec/handle/123456789/21298>
- Cahuana, L. y Aduvire, O. (2019). Bioacumulación de metales pesados en tejidos de vegetación acuática y terrestre evaluados en áreas donde existen pasivos ambientales mineros en el Perú. *Revista de Medio Ambiente y Minería*, 4(2), 19-36. http://www.scielo.org.bo/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2519-53522019000200002&lng=es&tlng=es
- Campos, S. (2024). *Concentración de hierro y ph, según la densidad de corriente y tiempo en el tratamiento por electrólisis de un drenaje ácido de mina, Hualgayoc, Cajamarca, 2022* [Tesis de maestría, Universidad Nacional de Cajamarca]. Repositorio institucional UNC. <https://repositorio.unc.edu.pe/handle/20.500.14074/7466>
- Carriquiriborde, P. (2021). Biodisponibilidad, bioconcentración, bioacumulación y biomagnificación de los contaminantes. Libros de Cátedra. <https://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/131168>
- Carvajal, C. (2019). Especies reactivas del oxígeno: formación, función y estrés oxidativo. *Medicina Legal de Costa Rica*, 36(1), 91-100. http://www.scielo.sa.cr/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1409-00152019000100091&lng=en&tlng=es
- Castillo, L., Satalaya, C., Paredes, Ú., Encalada, M., Zamora, J. y Cuadros, M. (2021). Pasivos Ambientales Mineros en el Perú: Resultados de la auditoría de desempeño

sobre gobernanza para el manejo integral de los PAM. Hecho el Depósito Legal en la Biblioteca Nacional del Perú N° 2021-09367 https://alicia.concytec.gob.pe/vufind/Record/ENC_8b2fc0dccec9e4d1c711533be3e0e1ac

- Caviedes, D., Muñoz, R., Perdomo, A., Rodríguez, D. y Sandoval, J. (2015). Tratamientos para la remoción de metales pesados comúnmente presentes en aguas residuales industriales: una revisión. *Ingeniería y Región*, (13), 73-90. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=5432290>
- Ccaicuri, J. y Sime, A. (2024). *Aprovechamiento de residuos provenientes de otras industrias para el tratamiento de los drenajes ácidos de mina*, 2024 [Tesis de grado, Universidad César Vallejo]. Repositorio institucional UCV. https://alicia.concytec.gob.pe/vufind/Record/UCVV_89176b84b0864476d1ebeb0a972757b9
- Chiquillo, A. (2021). *Análisis cualitativo de los impactos ambientales por la explotación minera en socavón* [Tesis de grado, Universidad de Pamplona]. Repositorio institucional UNIPAMPLONA. http://repositoriodspace.unipamplona.edu.co/jspui/bitstream/20.500.12744/8544/1/Chiquillo_2020_TG.pdf
- Cisneros, D. (2017). *Propuesta metodológica de tratamiento pasivo basado en sustrato alcalino disperso para la remediación ambiental de metales pesados provenientes de drenaje ácido de mina* [Tesis de grado, Escuela Politécnica Nacional]. Repositorio institucional EPN. <https://bibdigital.epn.edu.ec/handle/15000/18915>
- Collahuazo, L., Hermosa, P., Buitrón, D., Rojas, C. y Guzmán-Martínez, F. (2025). Comparación de dos tratamientos pasivos para disminuir la concentración de metales pesados en drenaje ácido de minas: cálcico-magnésico y alofánico-magnésico. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 41, 93-103. <https://www.revistascca.unam.mx/rica/index.php/rica/article/view/55142>
- Colonio, T. (2024). *Tratamiento de drenaje ácido de mina por método pasivo con roca caliza de la Relavera Quiulacocha en Cerro de Pasco*, 2022 [Tesis de grado, Universidad Nacional Federico Villareal]. Repositorio institucional UNFV. <https://repositorio.unfv.edu.pe/handle/20.500.13084/9031>
- Condori, A., Heredia, M. y Mamani, L. (2017). *Instalación y evaluación de un ablandador y un filtro de partículas para el Laboratorio de Control de Calidad de la Facultad de Ingeniería Química* [Tesis de grado, Universidad Nacional del Altiplano]. Repositorio Institucional UNAP. https://repositorio.unap.edu.pe/bitstream/20.500.14082/6989/1/Condori_Mamani_Alfredo_Heredia_Quispe_Martha_Mamani_Ramos_Luis_Cleofer.pdf
- Correa, O., Fuentes, F. y Coral, R. (2021). Contaminación por metales pesados de la microcuenca agropecuaria del río Huancaray - Perú. *Revista de la Sociedad Química del Perú*, 87(1), 26-38. <https://doi.org/10.37761/rsqp.v87i1.320>
- De La Cruz, Y. (2019). *Efecto de la dosificación de lechada de cal en la remoción del*

- manganeso del agua de mina de la UM Huarón 2018* [Tesis de grado, Universidad Continental]. Repositorio institucional CONTINENTAL. https://repositorio.continental.edu.pe/bitstream/20.500.12394/5636/1/IV_FIN_107_TE_De_La_Cruz_Lima_2019.pdf
- Denegri, J. y Iannacone, J. (2020). Tratamiento de drenaje ácido de minas mediante humedales artificiales. *Biotempo*, 17(2), 345-369. <http://revistas.urp.edu.pe/index.php/Biotempo/article/view/3349>
- Dueñas, J. y Intriago, F. (2022). Contenido de metales pesados (Cu, Pb, Ni, Cd) en abonos orgánicos y las materias primas para su elaboración. *La Técnica*, 12(1), 62-67. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=8393250>
- Duque, C. (2015). *Revisión del potencial biológico de las bacterias sulfato-reductoras para la mitigación de metales pesados contaminantes en aguas de uso industrial* [Tesis de grado, Universidad Militar Nueva Granada]. Repositorio Institucional UMNG. <https://repository.umng.edu.co/bitstream/10654/7493/1/tesis%20Esp.pdf>
- Elizondo, L., López, F. y Treviño, R. (2017). Hidróxido de calcio. *Revista Mexicana de Estomatología*, 4(2), 59-60. <https://www.remexesto.com/index.php/remexesto/article/view/157>
- Enamorado, G., Montoya, J. y Negrete, J. (2022). Metales pesados (Hg, As, Cd, Zn, Pb, Cu, Mn) en un trayecto del río Cauca impactado por la minería de oro. *Revista EIA*, 19(37), 1-17. <https://revistabme.eia.edu.co/index.php/reveia/article/view/1481>
- Fernández, K. (2020). *Propuesta de obtención de pellets de carbón-arcilla zeolita para la remediación de suelos afectados por actividades mineras* [Tesis de grado, Universidad del Azuay]. Repositorio institucional UAZUAY. <https://dspace.uazuay.edu.ec/handle/datos/10392>
- Fernández, R. (2020). *Eliminación de metales pesados mediante biosorción: desarrollo de procesos de tratamiento para aguas residuales industriales* [Tesis de doctorado, Universidad de Granada]. Repositorio institucional UGR. <https://digibug.ugr.es/handle/10481/62268>
- Figueroa, M., Martín, A. y Encinas, K. (2024). Efectos Tóxicos y Comparación de las NOM de Metales Pesados en Agua con Normas Internacionales. *Ciencia Latina Revista Científica Multidisciplinar*, 8(1), 5088-5104. <https://ciencialatina.org/index.php/cienciala/article/view/9847>
- Flores, H. (2016). *Evaluación de la concentración de metales pesados en las aguas del río grande y su relación con la actividad minera* [Tesis de maestría, Universidad Nacional de Cajamarca]. Repositorio institucional UNC. <https://repositorio.unc.edu.pe/bitstream/handle/20.500.14074/1299/TESIS%20HERNAN%20post%20privada%20%20final.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Fonseca, A. (2021). Enfermedades por exposición ocupacional a plomo: revisión sistemática exploratoria de la evidencia cualitativa y cuantitativa. *Revista San Gregorio*, 1(47), 195-216. <https://doi.org/10.36097/rsan.v1i47.1817>

- Freire, A. y Loja, E. (2024). *Tratamiento de aguas de drenaje minero utilizando zeolita como absorbente de metales pesados* [Tesis de grado, Universidad del Azuay]. Repositorio institucional UAZUAY . <https://dspace.uazuay.edu.ec/handle/datos/14553>
- Glatstein, D. y Francisca, F. (2023). Potencial de alcalinización de escorias siderúrgicas para el tratamiento de drenajes ácidos de minas. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana*, 75(1). https://www.scielo.org.mx/scielo.php?pid=S1405-33222023000100011&script=sci_arttext
- Godfrid, J., Poo, P., Palmisano, T., Fuentes, C. y Glave, M. (2023). Hacia una política de gestión integral de pasivos ambientales mineros en Chile. *Análisis & Propuesta*, 70. <http://repositorio.grade.org.pe/handle/20.500.12820/746>
- Góngora, K. (2015). *La importancia de la definición de las actividades de remediación de pasivos ambientales mineros* [Tesis de grado, Universidad de San Martín de Porres]. Repositorio institucional USMP. <https://repositorio.usmp.edu.pe/handle/20.500.12727/1787>
- Gonzales, E. (2024). *Evaluación de metales pesados del agua generado por los procesos metalúrgicos y propuesta de tratamiento en Compañía Minera Caolín–2023* [Tesis de maestría, Universidad Nacional Daniel Alcides Carrión]. Repositorio institucional UNDAC. <http://repositorio.undac.edu.pe/handle/undac/4991>
- González, R., Martínez, V., Linares, I., Cortés, R. y Castillo, L. (2022). Efectos ambientales del drenaje ácido de mina y su tratamiento. *Ideas en Ciencias de la Ingeniería*, 1(2), 16-28. <https://ideasencienciasingenieria.uaemex.mx/article/view/17325>
- Graza, F. (2015). *Determinación De Pb, Cd, As en aguas del rio Santa en el pasivo minero ambiental de Recuay, Ticapampa; Recuay–Ancash* [Tesis de grado, Universidad Nacional Mayor de San Marcos]. Repositorio institucional UNMSM. <https://core.ac.uk/download/pdf/323352769.pdf>
- Guatemala, T. (2015). *Efecto de la aplicación in vitro de colchicina sobre caracteres morfológicos y ciclógicos en plantas de quequisque (Xanthosoma violaceum Schott) Cv. Nueva Guinea* [Tesis de grado, Universidad Nacional Agraria]. Repositorio Institucional UNA. <https://repositorio.una.edu.ni/3204/1/tnf30g918.pdf>
- Guayasamín, J. (2016). *Implementación, a nivel laboratorio, de un sistema de tratamiento pasivo tipo sustrato alcalino disperso, para la remediación de metales pesados de drenaje ácido de mina* [Tesis de grado, Escuela Politécnica Nacional]. Repositorio institucional EPN. <https://bibdigital.epn.edu.ec/handle/15000/16501>
- Guerrero, J., León, R., Cánovas, C., Pérez, R., Nieto, J. y Macías, F. (2024). First full-scale application of barium carbonate as an effective dispersed alkaline substrate for sulfate removal from acid mine drainage. *Science of the total environment*, 955, 1-11. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.176877>
- Guerrero, M. (2024). *Minería y contaminación del agua: un análisis sobre las narrativas hídricas de la subcuenca del río Cañipía, Espinar, Cusco*. [Tesis de grado, Pontificia

Universidad Católica del Perú]. Repositorio institucional PUCP.
<https://tesis.pucp.edu.pe/items/1bd2afcc-f072-4b4a-b636-42630c3830fe>

Gutiérrez, A. y Ramos, J. (2025). *Fitoextracción de metales pesados utilizando Zea mays L. para remediar los suelos contaminados por la minera Quiruvilca-2024* [Tesis de grado, Universidad Nacional De Trujillo]. Repositorio institucional UNITRU.
<https://dspace.unitru.edu.pe/items/780ca510-5dff-45b4-9c04-364d653ed3b2>

Hernández, C., Ramírez, V., Martínez, J., Quintero, V., Baez, A., Munive, J., y Nora, R. (2022). Los metales pesados en la historia de la humanidad, los efectos de la contaminación por metales pesados y los procesos biotecnológicos para su eliminación: el caso de Bacillus como bioherramienta para la recuperación de suelos.
<https://repositorioinstitucional.buap.mx/items/7bf433c1-ed0c-4dba-8fb7-083ea19d1e1c>

Herreros, F. (2023). *Factor de bioconcentración de metales pesados (Al, Mn, As y Pb) en el producto lácteo del ganado vacuno que se desplaza a lo largo del bofedal que se encuentra en el entorno del pasivo ambiental minero de Mesapata, distrito de Cátac región Ancash 2021* [Tesis de grado, Universidad Nacional Santiago Antúnez de Mayolo]. Repositorio institucional UNASAM.
<https://repositorio.unasam.edu.pe/item/10f479b3-b906-4bd4-a476-863311b7a0e9>

Huiza, A. y Orellana, W. (2015). *Remoción de metales del drenaje ácido de mina mediante lecho pulsado de caliza del pasivo ambiental minero Apu Campanayoc I Huancavelica* [Tesis de grado, Universidad Nacional del Centro del Perú]. Repositorio institucional UNCP.
<http://repositorio.uncp.edu.pe/handle/20.500.12894/3736>

Jaico, J. y Pérez, J. (2023). *Remoción de plomo y cadmio de la escorrentía del relave minero Santa Catalina, mediante adsorción utilizando biochar de rastrojos de trigo* [Tesis de grado, Universidad Nacional de Trujillo]. Repositorio institucional UNITRU.
<https://dspace.unitru.edu.pe/items/b1447103-4eec-4996-a543-251ddb808226>

Jayahansani, D., Durce, D., Salah, S., Cánovas, C. y Smolders, E. (2023). Remediation of acid mine drainage and immobilization of rare earth elements: Comparison between natural and residual alkaline materials. *Applied Geochemistry*. 158, 1-11.
<https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2023.105800>

Juan, A., Gallego, C. y Font, G. (2015). Toxicidad del Bisfenol A: Revisión. *Revista de toxicología*, 32(2), 144-160. <https://www.redalyc.org/pdf/919/91942717014.pdf>

Kehrig, H., Baptista, G., Di, A., Almeida, M., Rezende, C., Siciliano, S., Jailson F. y Moreira, I. (2017). Biomagnificación de mercurio en la cadena trófica del Delfín Moteado del Atlántico (*Stenella frontalis*), usando el isótopo estable de nitrógeno como marcador ecológico. *Revista de biología marina y oceanografía*, 52(2), 233-244.
<https://dx.doi.org/10.4067/S0718-19572017000200004>

Kotte, D., Durce, D., Salah, S., Ruiz, C. y Smolders, E. (2023). Remediation of acid mine drainage and immobilization of rare earth elements: Comparison between natural and residual alkaline materials. *Applied Geochemistry*, 158, 1-11.

<https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2023.105800>

- Lagarigue, S. (2024). *Optimización del uso de conchas de ostras para la remediación de aguas afectadas por drenaje ácido de mina* [Tesis de maestría, Universidad Complutense de Madrid]. Repositorio institucional UCM. <https://docta.ucm.es/entities/publication/62f699d2-a584-46b4-8b36-effc011e73dd>
- Lema, F. (2024). *Estudio de isotermas y cinética de adsorción en el proceso de remoción de metales pesados en soluciones acuosas mediante la aplicación de nanopartículas de óxido de zinc obtenidas por síntesis verde* [Tesis de maestría, Escuela Superior Politécnica de Chimborazo]. Repositorio institucional ESPOCH. <http://dspace.esPOCH.edu.ec/handle/123456789/23087>
- León, R. (2023). *Comportamiento de las tierras raras en los drenajes ácidos de mina de la Faja Pirítica Ibérica* [Tesis de doctorado, Universidad de Huelva]. Repositorio institucional UHU. <https://rabida.uhu.es/dspace/handle/10272/23438>
- Livia, W., Uribe, S. y Martínez, H. (2022). Ciencia Transdisciplinar en la Nueva Era. Instituto Antioqueño de Investigación. <https://dialnet.unirioja.es/descarga/libro/879378.pdf#page=130>
- López, A. y Hernández, G (2024). Tratamiento de drenaje ácido de mina con huevos de gallina y dispositivos Bioelectroquímicos. *Publicación digital de la Red del Agua UNAM Edición Especial, Diciembre 2024*, 68. https://www.researchgate.net/profile/Edith-Bonilla-Lopez/publication/387871713_Analisis_de_probabilidad_de_falla_con_Redes_Bayesianas_aplicado_a_inundaciones/links/678075b07934b95644aeb36e/Analisis-de-probabilidad-de-falla-con-Redes-Bayesianas-aplicado-a-inundaciones.pdf#page=68
- López, M. (2021). *Selección de técnicas para el tratamiento de aguas residuales con contenido elevado de metales pesados, enfocado a la sostenibilidad en la industria minera colombiana* [Tesis de grado, Fundación Universidad de América]. Repositorio institucional UAMERICA. <https://repository.uamerica.edu.co/items/7dcfa971-1e98-47d3-b218-aa74d9dabc1d>
- López, M., González, G., Posadas, C. y Castellanos, O. (2024). Tratamiento para aguas contaminadas con metales pesados Una revisión. https://iydt.wordpress.com/wp-content/uploads/2024/04/2_21_tratamiento-para-aguas-contaminadas-con-metales-pesados.pdf
- Mamani, F. (2023). *Dren anóxico calizo para el tratamiento de aguas ácidas de mina-acumulación los rosales* [Tesis de doctorado, Universidad Nacional del Altiplano de Puno]. Repositorio institucional UNAP. <https://repositorio.unap.edu.pe/handle/20.500.14082/20748>
- Mansoor, A., Muhammad, S., Muhammad, A., Nadeem, R. y Laiqi, Z. (2025). Uso de adsorbentes de bajo costo para el tratamiento de aguas residuales: avances recientes, nuevas tendencias y perspectivas futuras, *Desalination and Water Treatment*, Volume 321, 100914, ISSN 1944-3986, <https://doi.org/10.1016/j.dwt.2024.100914>

- Martínez, P. (2018). *Protocolo de caracterización para la predicción de drenaje ácido en depósitos de relaves mineros* [Tesis de maestría, Universidad Internacional de Andalucía]. Repositorio institucional UNIA. <http://dspace.unia.es/handle/10334/3932>
- Mayta, J. (2021). *Implementación del instrumento de gestión ambiental correctivo para la formalización de la sociedad de mineros en pequeña escala, La Rinconada-región Puno* [Tesis de maestría, Universidad Nacional del Altiplano de Puno]. Repositorio institucional UNAP. <https://repositorio.unap.edu.pe/handle/20.500.14082/16846>
- Mazzola, C. y Quaranta, N. (2022). Biosorción de metales divalentes sobre cáscaras de maní. Incorporación de la biomasa contaminada en matrices cerámicas. *Actas de Jornadas y Eventos Académicos de UTN*, (15), 1-5. <https://rtyc.utn.edu.ar/index.php/ajea/article/view/1108>
- Mena, J. (2022). *Obtención de microestructuras de carbono para la remoción de metales pesados en aguas contaminadas* [Tesis de grado, Universidad Técnica de Cotopaxi]. Repositorio institucional UTC . <https://repositorio.utc.edu.ec/items/b2585127-d686-4e89-b543-dc3a509fd1ed>
- Mendoza, Y., Castro, F., Marín, J. y Hedwig, E. (2016). Fitorremediación como alternativa de tratamiento para aguas residuales domésticas de la ciudad de Riohacha (Colombia). *Revista Técnica de la Facultad de Ingeniería Universidad del Zulia*, 39(2), 71-79. http://ve.scielo.org/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0254-07702016000200004&lng=es&tlng=es
- Meneses, Y., Patiño., P. y Betancur, J. (2019). Remoción de cromo en aguas residuales industriales mediante el uso de biomasa de *Spirulina* sp, sedimentación primaria y precipitación química. *Revista de investigación agraria y ambiental*, 10(1), 141-152. <https://hemeroteca.unad.edu.co/index.php/riaa/article/view/2326>
- Millán, D., Parrales, A., Hernández, J., Irazoque, S. y Silva, S. (2023a). La electroquímica como alternativa en el tratamiento de aguas contaminadas con metales pesados. *Inventio*, 19(47), 1-13. <http://riaa.uaem.mx/handle/20.500.12055/4093>
- Millán, R., Cánovas, C., Macías, F., Pérez, R. y Nieto, J. (2021). Aplicación del sistema de remediación pasivo sustrato alcalino disperso (DAS) para tratar lixiviados de fosfoyesos altamente ácidos y contaminantes. *Geogaceta*, 70, 31-34. <https://recyt.fecyt.es/index.php/geogaceta/article/download/102293/74379/387662>
- Millán, R., Cánovas, C., Macías, F., Roetting, T., Siddorn, L., Stanley, P. y Nieto, J. (2023a). Passive remediation of mine waters from Parys Mountain (Wales): Laboratory column experiments. *Journal of Cleaner Production*, 425, 1-9. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2023.138872>
- Millán, R., Cánovas, R., Pérez, R. y Macías, F. (2024a). Aplicación de la tecnología Sustrato Alcalino Disperso (DAS) para tratar los lixiviados ácidos de la balsa de fosfoyesos de Huelva. *Revista de la Sociedad Española de Mineralogía*, 24, 1-4. <https://www.semineral.es/websem/PdfServlet?mod=archivos&subMod=publicaciones&archivo=MACLA%2024%20RONDA%202019-83-84.pdf>

- Millán, R., León, R., Romero, J., Moreno, R. y Pérez, R. (2024b). Towards circular and sustainable restoration of a deeply polluted river basin: The Odiel River catchment (SW Spain). *Science of The Total Environment*, 907, 1-13. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.168078>
- Millán, R., Romero, S., León, R., y Pérez, R. (2023b). Tratamiento pasivo de aguas ácidas con residuos generados al tratar efluentes industriales. *Geogaceta*, 73, 59-62. <https://doi.org/10.55407/geogaceta95203>
- Ministerio de Energía y Minas (2021). Actualización del Inventario Inicial de Pasivos Ambientales Mineros, mediante Resolución Ministerial N° 0200-2021-MINEM/DM. <https://cdn.www.gob.pe/uploads/document/file/1986891/RM%20N%C2%B0%20200-2021-MINEM-DM.pdf.pdf>
- Ministerio del Ambiente (2025). Glosario de Términos Sitios Contaminados. <https://www.gob.pe/institucion/minam/informes-publicaciones/2650-glosario-de-terminos-sitios-contaminados>
- Morales, E., Bustos, M., Pinglo, F., Cueva, E. y Díaz, E. (2022). Estudios recientes de metales pesados en peces: Una revisión bibliográfica con énfasis en Perú. *Revista Científica Dékamu Agropec*, 3(1), 10-19. <https://revista.unibagua.edu.pe/index.php/dekamuagropec/article/view/68>
- Moreno, A. (2017). Usuario profesional de productos fitosanitarios. Aplicador de plaguicidas. Nivel cualificado. Ediciones Mundi-Prensa. <https://books.google.es/books?hl=es&lr=&id=x-IqDwAAQBAJ&oi=fnd&pg=PP1&dq=Funcionarios+Se+define+como+un+pesticida+empleado+con+el+objetivo+de+erradicar+hongos+par%C3%A1+sitios+o+sus+esporas,+y+se+utiliza+tanto+en+la+agricultura+como+en+el+tratamiento+de+infecciones+f%C3%BAngicas+en+animales,+incluyendo+los+humanos+&ots=K9lgTYAQQM&sig=BrBvyfa7biE5FsJJUWynEH2M6OU>
- Moreno, A. y Palacios, T. (2017). Tratamiento de drenaje ácido de mina con el uso de zeolita natural a escala experimental. *FIGEMPA: Investigación y Desarrollo*, 4(2), 29-40. http://scielo.senescyt.gob.ec/scielo.php?pid=S2602-84842017000200029&script=sci_arttext
- Muedas, R. (2015). *Tratamientos de drenajes ácidos de mina por el método biogénico y químico para la reducción de metales pesados en la Empresa Minera Huarón* [Tesis de doctorado, Universidad Nacional del Centro del Perú]. Repositorio institucional UNCP. <http://repositorio.uncp.edu.pe/handle/20.500.12894/9733>
- Murga, L. y González, O. (2020). Evaluación de metales pesados en ríos y truchas *Oncorhynchus mykiss* de la región Pasco, Perú. *Revista Iberoamericana Ambiente & Sustentabilidad*, 3(2), 32-48. <https://rias.unesum.edu.ec/index.php/revista/article/view/93>
- Naula, L. y Zúñiga, P. (2021). *Remoción de metales pesados (cromo, zinc, aluminio, arsénico, níquel y cobre) en aguas industriales utilizando algas coinmovilizadas con*

- alginato de sodio* [Tesis de grado, Universidad de Cuenca]. Repositorio institucional UCUENCA. <https://dspace.ucuenca.edu.ec/items/8fba9d7e-f619-4809-94b2-7ae93c90e8d9>
- Nieto, J., Catzim, O., Torres, R., Alberto, D. y Javier, J. (2017). Detección de clorosis en las hojas de limón con análisis de color. *Revista de Ingeniería Innovativa*, 1(3), 10-18. https://www.ecorfan.org/republicofperu/research_journals/Revista_de_Ingenieria_Innovativa/vol1num3/Revista_de_Ingenieria_Innovativa_V1_N3.pdf#page=17
- Noriega, K. (2024). *Diseño de un sistema para el tratamiento de efluentes líquidos de un camal de beneficio équido, Salaverry-Trujillo, 2023* [Tesis de grado, Universidad Nacional de Trujillo]. Repositorio institucional UNITRU. <https://dspace.unitru.edu.pe/server/api/core/bitstreams/a7cdc3e9-901c-4292-ad14-4f3cc5163c4c/content>
- Núñez, A. (2023). *Análisis bibliográfico de los sistemas de remoción de cloruros en aguas residuales desde el año 2010 hasta la actualidad* [Tesis de grado, Universidad Distrital Francisco José de Caldas]. Repositorio institucional UDISTRITAL. <https://repository.udistrital.edu.co/items/3e4906cc-5599-4fd7-b504-a135ae0330a0>
- Ocaña, K. (2023). *Actividad minera y crecimiento económico en el Perú entre los años 2000-2021* [Tesis de grado, Universidad Nacional José Faustino Sánchez Carrión]. Repositorio institucional UNJFSC. <http://repositorio.unjfsc.edu.pe/handle/20.500.14067/9443>
- Ochoa, H. (2024). *Evaluación de coagulantes y adsorbentes naturales en el tratamiento del agua para uso en regadío* [Tesis de doctorado, Universidad Nacional del Centro del Perú]. Repositorio institucional UNCP. <http://repositorio.uncp.edu.pe/handle/20.500.12894/11453>
- Ore, L. (2017). *Degradación del cianuro residual de la empresa Minera Colibrí SAC por el sistema pasivo de flujo continuo con aireación/oxidación* [Tesis de grado, Universidad Alas Peruanas]. Repositorio institucional UAP. <https://repositorio.uap.edu.pe/handle/20.500.12990/5874>
- Organización de las Naciones Unidas. (2023). Hacia una minería de oro libre de mercurio. <https://news.un.org/es/story/2023/02/1518672>
- Organización del Tratado de Cooperación Amazónica. (2018). Análisis diagnóstico transfronterizo regional de la cuenca amazónica. <https://otca.org/wp-content/uploads/2021/02/Analisis-Diagnostico-Transfronterizo-Regional-de-la-Cuenca-Amazonica-ADT.pdf>
- Otero, A. (2017). *Aplicaciones de la nanofiltración para el acondicionamiento del agua potable destinada a la industria farmacéutica y tratamiento de vertidos tóxicos conteniendo metales pesados cromo (IV) y plomo (II)* [Tesis de doctorado, Universidad Nacional de Educación a Distancia]. Repositorio institucional UNED. <https://e-spacio.uned.es/entities/publication/76ef3c27-a2e5-4662-b5cd-8ab6f09d6afa>

- Pabón, S., Benítez, R., Sarria, R. y Gallo, J. A. (2020). Contaminación del agua por metales pesados, métodos de análisis y tecnologías de remoción. Una revisión. *Entre Ciencia e Ingeniería*, 14(27), 9-18. <https://doi.org/10.31908/19098367.0001>
- Palacios, J. (2024). *Diseño de un Bloque de Concreto y Relave de Mina, para Caminos Rurales en Zonas Mineras* [Tesis de grado, Universidad Nacional Federico Villarreal]. Repositorio institucional UNFV. <https://repositorio.unfv.edu.pe/handle/20.500.13084/9139>
- Palo, C. (2021). *Evaluación del tratamiento activo de drenajes ácidos de mina provenientes del distrito de Yarabamba, Arequipa* [Tesis de grado, Universidad Nacional de San Agustín de Arequipa]. Repositorio institucional UNSA. <https://repositorio.unsa.edu.pe/items/9a611670-185e-46c3-9718-8896b0c0f99b>
- Pardavé, L., Serrano, B. y Castillo, C. (2022). Tratamiento de drenajes ácidos de mina (DAM) mediante filtros elaborados con relave minero. *Revista Politécnica*, 18(36), 115-125. <https://www.redalyc.org/journal/6078/607872732009/607872732009.pdf>
- Pardavé, W., Delvasto, P., Serrano, B. y Palacios, J. (2023). Tratamiento de drenajes ácidos de mina mediante filtros elaborados con polvo de acería. *AiBi Revista de Investigación, Administración e Ingeniería*, 11(1), 48-57. https://revistas.udes.edu.co/aibi/article/view/tratamiento_de_drenajes_acidos_de_mina_mediante_filtros_elaborad
- Paredes, O., Diaz, L., García, J. y Cruz, J. (2024). Contaminación y pérdida de biodiversidad por actividades mineras y agropecuarias: estado del arte. *Revista de Investigaciones Altoandinas*, 26(1), 56-66. <https://doi.org/10.18271/ria.2024.594>
- Pérez, J. (2018). *Reducción de contaminación del río Santa, producido por drenaje ácido de los relaves de planta concentradora Santa Rosa de Jangas Ancash – 2017* [Tesis de grado, Universidad Nacional Santiago Antúnez de Mayolo]. Repositorio institucional UNASAM. <http://repositorio.unasam.edu.pe/handle/UNASAM/3680>
- Pérez, L. (2019). *Evaluación de tierras diatomeas, en el tratamiento de drenajes ácidos de minas de carbón* [Tesis de grado, Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia]. Repositorio institucional UPTC. https://repositorio.uptc.edu.co/bitstream/001/3799/1/Evaluacion_tierras_diatomeas.pdf
- Picquart, M. y Morales, I. (2017). De la temperatura y su medición. *Latin-American Journal of Physics Education*, 11(1), 10. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=6019786>
- Quinto, I. (2021). *Nivel de concentración de Plomo (Pb) y Arsénico (As) en el Río Cachi y su relación con la salud en los pobladores del distrito de Izcuchaca* [Tesis de grado, Universidad Nacional de Huancavelica]. Repositorio institucional UNH. <https://repositorio.unh.edu.pe/items/fa3af998-2732-49f3-bbc8-b1f6a0171266>
- Quispe, E. y Torres, R. (2024). *Remoción de metales pesados utilizando mucílago de cactus en la laguna Smelter de Cerro de Pasco, Perú-2023* [Tesis de grado, Universidad

Continental]. Repositorio institucional CONTINENTAL.
<https://repositorio.continental.edu.pe/handle/20.500.12394/14752>

- Ramírez, D. y Ruiz, R. (2024). *Evaluación del sistema wetland, para adsorción de metales pesados y mejorar pH, en tratamiento de aguas ácidas de minera Sayapullo* [Tesis de grado, Universidad Nacional De Trujillo]. Repositorio institucional UNITRU. <https://dspace.unitru.edu.pe/items/32b58c0a-1f9f-4cea-97e9-e6c8d4abf5f3>
- Ramos, L. (2024). *Impacto de la producción minera en la pobreza de las regiones del Perú: Apurímac y Cajamarca. Periodo 2010–2019* [Tesis de doctorado, Universidad Nacional Pedro Ruiz Gallo]. Repositorio institucional UNPRG. <https://repositorio.unprg.edu.pe/handle/20.500.12893/14370>
- Rebagliati, S. (2021). *Criterios para la identificación e imputación de responsabilidad en materia de Pasivos Ambientales Mineros en el Perú a la luz de un caso práctico* [Tesis de grado, Pontificia Universidad Católica del Perú]. Repositorio institucional PUCP. <https://tesis.pucp.edu.pe/items/285be726-3086-48d9-8cc3-84c9177c6e8a>
- Reyes, Y., Vergara, I., Torres, O., Lagos, M. y Jiménez, E. (2016). Contaminación por metales pesados: Implicaciones en salud, ambiente y seguridad alimentaria. *Ingeniería Investigación y Desarrollo*, 16(2), 66-77. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=6096110>
- Riccio, L. (2015). *Remoción de contaminantes de aguas residuales urbanas del colector Agua de las Virgenes por electrocoagulación, a nivel de laboratorio, utilizando como fuente energética un panel fotovoltaico* [Tesis de doctorado, Universidad Nacional del Centro del Perú]. Repositorio institucional UNCP. <http://repositorio.uncp.edu.pe/handle/20.500.12894/4171>
- Rivero, I. (2024). Estudio del fenómeno de adsorción en superficies sólidas [Tesis de grado, Universidad Nacional del Comahue]. Repositorio Institucional UNCOMA. <http://rdi.uncoma.edu.ar/handle/uncomaid/17706>
- Rodríguez, D. (2017). Intoxicación ocupacional por metales pesados. *MEDISAN*, 21(12), 3372-3385. http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1029-30192017001200012&lng=es&tlng=es
- Rodríguez, E. (2021). *Drenajes ácidos de mina y posibles sistemas de tratamiento* [Tesis de grado, Universidad Técnica de Machala]. Repositorio institucional UTMACHALA. https://repositorio.utmachala.edu.ec/bitstream/48000/17000/1/E-11731_RODRIGUEZ%20DUTAN%20ELENA%20CECIBEL.pdf
- Rojas, C. (2023a). *Evaluación de la remoción de metales pesados utilizando la cianobacteria nostoc sp como alternativa de bioadsorbente* [Tesis de maestría, Pontificia Universidad Católica del Perú]. Repositorio institucional PUCP. <https://tesis.pucp.edu.pe/items/1f98ff76-0f07-4939-97ca-32cd033702f4>
- Rojas, G. (2023b). *Nuevo Régimen de Incentivos que Promueve la Participación del Sector Privado en la Remediación Voluntaria de Pasivos Ambientales Mineros (PAM)* [Tesis de maestría, Pontificia Universidad Católica del Perú]. Repositorio institucional

PUCP.

<https://search.proquest.com/openview/bde97e6220bab934a754ae10634a2667/1?pq-origsite=gscholar&cbl=2026366&diss=y>

- Rosique, M. (2016). *Gestión de los residuos y suelos contaminados provenientes de la minería metálica: aspectos técnicos, problemas ambientales y marco normativo* [Tesis de doctorado, Universidad Politécnica de Cartagena]. https://sinia.minam.gob.pe/sites/default/files/siar-puno/archivos/public/docs/gestion_de_los_residuos_y_suelos_contaminados_provenientes_de_la_mineria_metalica.pdf
- Ruiz, J. (2018). *Propuesta de diseño de un sistema de filtración por membranas para aguas oleosas provenientes de buques en la instalación portuaria Puerto PIMSA SA Malambo, Atlántico* [Tesis de grado, Universidad el Bosque]. Repositorio institucional UNBOSQUE. <https://repositorio.unbosque.edu.co/items/80b576a8-bd2d-4f56-9203-4c602fdd6294>
- Salazar, A. (2024). *Biosorción de la cáscara de coco (Cocos nucifera) para la remoción de plomo, cadmio y zinc en efluentes mineros de la relavera Quiulacocha-Cerro de Pasco, 2022* [Tesis de grado, Universidad Nacional Federico Villarreal]. Repositorio institucional UNFV. <https://repositorio.unfv.edu.pe/handle/20.500.13084/9522>
- Salinas, S, Rosero, J, Andueza, F, Burbano, D, Fabara, D, Chamorro, S, y Lozada, D. (2023). Biolixiviación de metales pesados en residuos minero-metalúrgicos. *Siembra*, 10(2), 1-10. <https://doi.org/10.29166/siembra.v10i2.5538>
- Sánchez, I. (2022). *Optimización de un sistema de tratamiento pasivo con sustrato alcalino para remediación de aguas contaminadas con elementos potencialmente tóxicos del Distrito Minero de San Quintín* [Tesis de maestría, Universidad Complutense de Madrid]. Repositorio institucional UCM. <https://docta.ucm.es/entities/publication/f5167ce4-29d5-4bb7-b5d4-76339ac42e79>
- Sánchez, J. (2019). *Presencia, detección, y remoción de metales pesados en plantas de tratamiento de aguas residuales. revisión de una década de literatura* [Tesis de grado, Universidad Colegio Mayor de Cundinamarca]. Repositorio institucional UNICOLMAYOR. <https://repositorio.unicolmayor.edu.co/handle/unicolmayor/4761>
- Sánchez, J. y Ferreira, J. (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_arttext&pid=S2519-53522016000100003&lng=es&tlng=es
- Sani, A., Muhammad, K., Abdullahi, B. e Inuwa, A. (2022). Bioaccumulation and health risks of some heavy metals in *Oreochromis niloticus*, sediment and water of Challawa river, Kano, Northwestern Nigeria. *Environmental Advances*, 7, 1-9. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2666765722000084>
- Sgier, H., Macías, F., Nieto, J. y Rötting, T. (2015). Diseño de una planta piloto para el tratamiento pasivo de drenaje ácido de mina. *Tecnoagua*, (11), 70-75.

<http://www.tecnoaqua.es/media/uploads/noticias/documentos/articulo-tecnico-diseno-planta-piloto-tratamiento-pasivo-drenaje-acido-mina-tecnoaqua-es.pdf>

- Silva, G. (2021). *Factores económicos de la minería metálica y su influencia en el crecimiento económico del Perú para el periodo 2010-2020* [Tesis de grado, Universidad San Ignacio de Loyola]. Repositorio institucional USIL. <https://repositorio.usil.edu.pe/server/api/core/bitstreams/22ab4585-cd35-4131-9890-25398c10473e/content>
- Skousen, J., Zipper, C., Rose, A., Ziemkiewicz, P., Nairn, R., McDonald, L. y Kleinmann, R. (2017). Review of Passive Systems for Acid Mine Drainage Treatment. *Mine Water and the Environment*, 36(1), 67-75. <https://link.springer.com/article/10.1007/s10230-016-0417-1>
- Sotomayor, A. (2016). Remediación de pasivos ambientales mineros como estrategia para el cuidado del ambiente (trabajo presentado en la Conferencia Académica Anual del Consorcio, octubre, 2015). En Consorcio de Universidades (Ed.), *Metas del Perú al bicentenario* (pp. 241-246). Lima: Consorcio de Universidades. <https://repositorio.ulima.edu.pe/handle/20.500.12724/3395>
- Tábor, S. (2017). *Efecto del cobre y zinc en la comunidad microbiana del río Arkansas, Leadville, Colorado, Estados Unidos* [Tesis de grado, Escuela Agrícola Panamericana]. Repositorio institucional ZAMORANO. <https://bdigital.zamorano.edu/bitstream/11036/5977/1/IAD-2017-043.pdf>
- Tejada, C., Herrera, A. y Ruiz, E. (2016). Utilización de biosorbentes para la remoción de níquel y plomo en sistemas binarios. *Ciencia en desarrollo*, 7(1), 31-36. http://www.scielo.org.co/scielo.php?pid=S0121-74882016000100005&script=sci_arttext
- Tejada, C., Villabona, Á. y Garcés, L. (2015). Adsorción de metales pesados en aguas residuales usando materiales de origen biológico. *TecnoLógicas*, 18(34), 109-123. http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0123-77992015000100010&lng=en&tlng=es
- Téllez, M., Bautista, L., Richardson, V., Estrada, D., Ávila, L., Ríos, C., Cantoral, A., Romero, M., Flores, D., Melo, M., Romero, A., León, M., Montes, S., Fuller, R. y Hernández, M. (2017). Intoxicación por plomo y nivel de marginación en recién nacidos de Morelos, México. *Salud Pública de México*, 59(3), 218-226. <https://doi.org/10.21149/8045>
- Torres, Y., Gonzales, R., Cotera, I. y Arana, D. (2024). Valorización de Residuos Mineros como Áridos para la Construcción de Carreteras: Economía Circular en la Región Andina del Perú. *Revista de Investigaciones Altoandinas*, 26(2), 71-78. <https://doi.org/10.18271/ria.2024.605>
- Umbarila, M., Prado, J. y Agudelo, R. (2019). Remoción de sulfuro empleando ozono como agente oxidante en aguas residuales de curtiembres. *Revista Facultad de Ingeniería*, 28(51), 25-38. http://www.scielo.org.co/scielo.php?pid=S0121-11292019000200025&script=sci_arttext

- Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza. (2011). Características de la cuenca del río Santa. <https://portals.iucn.org/library/efiles/documents/2011-087.pdf>
- Valentin, B. (2024). *Influencia de la erosión del relave minero de Mesapata en el estado de conservación del bofedal Yanayacu, Catac, Ancash – 2022* [Tesis de grado, Universidad Nacional Santiago Antúnez de Mayolo]. Repositorio institucional UNASAM. <http://repositorio.unasam.edu.pe/handle/UNASAM/6118>
- Vargas, T. y Villazante, L. (2014). Clasificación de los microorganismos. *Revista de Actualización Clínica Investiga*, (44), 2309-2313. http://revistasbolivianas.ciencia.bo/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2304-37682014000500002&lng=pt&nrm=iso
- Vera, A., Ramos, K., Camargo, E., Andrade, C., Núñez, M., Delgado, J., Cárdenas, C. y Morales, E. (2016). Fitorremediación de aguas residuales con alto contenido de plomo utilizando *Typha dominguensis* y *Canna generalis*. *Revista Técnica de la Facultad de Ingeniería Universidad del Zulia*, 39(2), 88-95. de http://ve.scielo.org/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0254-07702016000200006&lng=es&tlng=es
- Villegas, M., Carpio, M., Vargas, E., Zuno, F. y Sánchez, G. (2021). Una revisión general de las estructuras metal-orgánicas (MOF) dentro de la química inorgánica. *Püdi Boletín Científico de Ciencias Básicas e Ingenierías del ICBI*, 8(16), 18-29. <https://repository.uaeh.edu.mx/revistas/index.php/icbi/article/view/5775>
- Younger, P., Banwart, S. y Hedin, R. (2002). Mine Water: Hydrology, Pollution, Remediation. Springer-Verlag. <https://books.google.com.pe/books?id=ryXogHfvQ9EC&printsec=frontcover#v=onepage&q&f=false>
- Zevallos, J. (2016). *Estabilización del drenaje ácido de mina (DAM) de la Empresa Paraíso Perdido APAT* [Tesis de grado, Universidad Nacional del Centro del Perú]. Repositorio institucional UNCP. <http://repositorio.uncp.edu.pe/handle/20.500.12894/4587>

ANEXOS

Anexo 1

Índice de Tablas

	Pág.
Tabla 1. Caracterización de drenajes en relación al pH y grado de alcalinidad/acidez.....	14
Tabla 2. Dosificación de la columna DAS-calizo, por proporción de mezcla (v:v %)	39
Tabla 3. Dosificación de la columna DAS-magnésico, por proporción de mezcla (v:v %)	40
Tabla 4. Dosificación de la columna DAS-mixto, por proporción de mezcla (v:v %)	40
Tabla 5. Fechas de muestreo de la investigación	41
Tabla 6. Estructura de tratamientos de la investigación	42
Tabla 7. Operacionalización de variables de la investigación.....	44
Tabla 8. Prueba de hipótesis – tipo de DAS	46
Tabla 9. Prueba de hipótesis – Comparaciones por parejas de tipo de DAS.....	47
Tabla 10. Prueba de hipótesis – tipo de DAS	47
Tabla 11. Prueba de hipótesis – Muestras de semana.....	47
Tabla 12. Prueba de hipótesis – Comparaciones por parejas de muestras de semana.....	48
Tabla 13. Remoción de Fe^{+3} por tipo de DAS y agrupada por semana de muestreo	49
Tabla 14. Prueba de hipótesis – tipo de DAS	50
Tabla 15. Prueba de hipótesis – Comparaciones por parejas de tipo de DAS.....	50
Tabla 16. Prueba de hipótesis – tipo de DAS	51
Tabla 17. Prueba de hipótesis – Muestras de semana.....	51
Tabla 18. Prueba de hipótesis – Comparaciones por parejas de muestras de semana.....	52
Tabla 19. Remoción de Al^{+3} por tipo de DAS y agrupada por semana de muestreo	53
Tabla 20. Prueba de hipótesis – tipo de DAS	54
Tabla 21. Prueba de hipótesis – Comparaciones por parejas de tipo de DAS.....	54
Tabla 22. Prueba de hipótesis – tipo de DAS	55
Tabla 23. Prueba de hipótesis – Muestras de semana.....	55
Tabla 24. Prueba de hipótesis – Comparaciones por parejas de muestras de semana.....	56
Tabla 25. Remoción de Cu^{+2} por tipo de DAS y agrupada por semana de muestreo.....	57
Tabla 26. Prueba de hipótesis – tipo de DAS	58
Tabla 27. Prueba de hipótesis – Comparaciones por parejas de tipo de DAS.....	58
Tabla 28. Prueba de hipótesis – tipo de DAS	59

Tabla 29. Prueba de hipótesis – Muestras de semana.....	59
Tabla 30. Prueba de hipótesis – Comparaciones por parejas de muestras de semana.....	60
Tabla 31. Remoción de Pb^{+2} por tipo de DAS y agrupada por semana de muestreo	61
Tabla 32. Prueba de hipótesis – tipo de DAS	62
Tabla 33. Prueba de hipótesis – Comparaciones por parejas de tipo de DAS.....	62
Tabla 34. Prueba de hipótesis – tipo de DAS	63
Tabla 35. Prueba de hipótesis – Muestras de semana.....	63
Tabla 36. Prueba de hipótesis – Comparaciones por parejas de muestras de semana.....	64
Tabla 37. Remoción de Zn^{+2} por tipo de DAS y agrupada por semana de muestreo.....	65
Tabla 38. Prueba de los rangos con signo de Wilcoxon - pH.....	66
Tabla 39. Valores del pH inicial y final por tipo de DAS y agrupada por semana de muestreo	67
Tabla 40. Prueba de los rangos con signo de Wilcoxon - Temperatura	68
Tabla 41. Valores de temperatura inicial y final por tipo de DAS y agrupada por semana de muestreo	69

Anexo 2

Índice de Figuras

	Pág.
Figura 1. Criterio de selección de alternativas de tratamiento de drenajes ácidos de minas	18
Figura 2. Efecto del pH en sistema DAS (caliza y magnésico) en remoción de metales pesados	21
Figura 3. Efecto de Eh (a) y pH (b) en la solubilidad de los metales pesados en el medio ambiente	22
Figura 4. Tendencias en la solubilidad de los metales pesados en relación con el pH y Eh (en ausencia de materia disuelta y orgánica)	23
Figura 5. Fases para la Gestión de Pasivos Ambientales Mineros en el Perú	31
Figura 6. Mapa de ubicación de la relavera de Mesapata, Ancash-Perú	34
Figura 7. Vista de perfil de la unidad experimental	37
Figura 8. Mezclado del sustrato alcalino con viruta de madera de eucalipto	37
Figura 9. Vista superior de una columna DAS	38
Figura 10. Columna DAS – vista perfil	39
Figura 11. Distribución espacial de las unidades experimentales – vista planta	43

Anexo 3

Terminología relacionada a la investigación

Adsorción. Es un fenómeno fisicoquímico de adherencia en superficie (Rivero, 2024).

Agente oxidante. Es un compuesto químico que, normalmente, no es inflamable ni combustible, pero que provoca o fomenta la combustión en otros materiales a través de reacciones de oxidación (Umbarila *et al.*, 2019).

Bacterias sulfato-reductoras. Son microorganismos anaerobios, metabólicamente versátiles, que emplean sulfato u otros compuestos oxidados de azufre como aceptor final de electrones (agente) (Duque, 2015).

Bioacumulación. Es la acumulación de un contaminante en un organismo provenientes de cualquier fuente de exposición (Carriquiriborde, 2021).

Biomagnificación. Es el proceso por el cual las concentraciones de sustancias tóxicas, como metales pesados o productos químicos, se incrementan a medida que se asciende en la cadena trófica (Kehrig *et al.*, 2017).

Cadena trófica. Se refiere al proceso de transmisión de sustancias nutritivas entre diversas especies en una comunidad biológica, en el que cada organismo se nutre del organismo previo y se convierte en alimento para el organismo subsiguiente (Benavides *et al.*, 2015).

Clorosis. Es una condición en las plantas en la que las hojas se vuelven amarillas debido a una deficiencia de clorofila, causada generalmente por factores como la falta de nutrientes esenciales, enfermedades, estrés ambiental o problemas en el sistema de raíces (Nieto *et al.*, 2017).

Estándar de Calidad Ambiental (ECA). Es una regulación que establece los niveles permitidos de concentración de elementos, sustancias y características físicas, químicas y biológicas en el aire, agua y suelo, considerados como receptores ambientales, con la finalidad de asegurar que estos niveles no representen un riesgo significativo para la salud humana ni para el medio ambiente (MINAM, 2025).

Estomas. Son pequeñas aberturas en la superficie de las hojas y tallos de las plantas que permiten el intercambio de gases, como el dióxido de carbono y el oxígeno y; regula la pérdida de agua a través de la transpiración, contribuyendo al proceso de fotosíntesis y la homeostasis hídrica de la planta (Guatemala, 2015).

Fungicidas. Se define como un pesticida empleado con el objetivo de erradicar hongos parásitos o sus esporas (Moreno, 2017).

Hidróxidos. Son compuestos químicos que resultan de la unión de un metal o un radical con el anión hidróxido (OH^-) (Elizondo *et al.*, 2017).

Intercambio iónico. Es una técnica para la eliminación de iones en aguas, que implica el paso del agua a través de resinas de intercambio iónico con este objetivo (Condori *et al.*, 2017).

Metales divalentes. Se metales que poseen una valencia de +2, implicando que pueden fusionarse químicamente mediante la pérdida o compartir dos electrones (Mazzola *et al.*, 2022).

Metales trivalentes. Son metales que poseen una valencia de +3, implicando que tienen la capacidad de establecer enlaces al incrementar o disminuir tres electrones (Villegas *et al.*, 2021).

Microorganismos. Son formas de vida tan diminutas que solo se pueden observar mediante un microscopio (Vargas y Villazante, 2014).

Minerales sulfurosos reactivos. Se componen de azufre y metales o metaloides que tienen una reactividad elevada, particularmente en condiciones ácidas (Arana, 2019).

Pasivación. Es la disminución de la reactividad de los metales pesados presentes en el drenaje (Apaza, 2022).

Plan de contingencias ambientales. Es un conjunto de acciones estratégicas para gestionar

los riesgos ambientales de un proyecto, es crucial para anticipar y responder a situaciones adversas, proteger el medio ambiente, minimizar impactos negativos y garantizar el cumplimiento de normativas ambientales (Bermúdez, 2021).

Plan de Manejo Ambiental (PMA). Es un documento elaborado tras una evaluación ambiental que especifica las acciones necesarias para prevenir, reducir, restaurar o compensar los efectos negativos derivados de un proyecto, obra o actividad. Este plan abarca aspectos clave como la interacción con la comunidad, la supervisión de actividades, las medidas de contingencia y el cese de operaciones, adaptándose a las características particulares de cada proyecto (Ministerio del Ambiente [MINAM], 2025).

Punto de ebullición. Se refiere a la temperatura a la que la presión de vapor de un líquido se equipara a la presión ambiental, lo cual induce que el líquido comience a hervir y se convierte en gas (Arteaga, 2017).

Punto de fusión. Se define como la temperatura particular a la que un sólido se convierte en líquido. Este fenómeno ocurre cuando las partículas del sólido adquieren una energía térmica adecuada para superar las fuerzas de atracción que las mantienen unidas en una estructura sistemática (Picquart y Morales, 2017).

Precipitación química. Es un procedimiento empleado para la eliminación de contaminantes, tales como metales y especies aniónicas, mediante la transformación de estos en formas menos solubles que se separan de la solución (Meneses *et al.*, 2019).

Toxicidad. Es la capacidad de una sustancia o compuesto para causar daño a un organismo, ya sea de forma aguda o crónica, afectando su salud al interferir con sus funciones biológicas normales, y puede variar según la dosis, el tiempo de exposición y la vulnerabilidad del organismo (Juan *et al.*, 2015).

Anexo 4

Verificación de supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas

a. % Remoción de Fe^{+3}

Pruebas de normalidad

Tipo de sustrato alcalino	Kolmogorov-Smirnov ^a			Shapiro-Wilk		
	Estadístico	gl	Sig.	Estadístico	gl	Sig.
Calizo	,257	36	,000	,820	36	,000
Magnésico	,323	36	,000	,776	36	,000
Mixto	,256	36	,000	,821	36	,000

Prueba de homogeneidad de la varianza

		Estadístico de Levene	gl1	gl2	Sig.
% Remoción de Fe^{+3}	Basándose en la media	252,395	2	105	,000
	Basándose en la mediana.	229,181	2	105	,000
	Basándose en la mediana y con gl corregido	229,181	2	70,229	,000
	Basándose en la media recortada	251,901	2	105	,000

b. % Remoción de Al^{+3}

Pruebas de normalidad

Tipo de sustrato alcalino	Kolmogorov-Smirnov ^a			Shapiro-Wilk		
	Estadístico	gl	Sig.	Estadístico	gl	Sig.
Calizo	,196	36	,001	,889	36	,002
Magnésico	,214	36	,000	,810	36	,000
Mixto	,190	36	,002	,891	36	,002

Prueba de homogeneidad de la varianza

		Estadístico de Levene	gl1	gl2	Sig.
% Remoción de Al ⁺³	Basándose en la media	69,528	2	105	,000
	Basándose en la mediana.	65,081	2	105	,000
	Basándose en la mediana y con gl corregido	65,081	2	77,413	,000
	Basándose en la media recortada	69,907	2	105	,000

c. % Remoción de Cu⁺²

Pruebas de normalidad

Tipo de sustrato alcalino	Kolmogorov-Smirnov^a			Shapiro-Wilk		
	Estadístico	gl	Sig.	Estadístico	gl	Sig.
Calizo	,380	36	,000	,640	36	,000
Magnésico	,283	36	,000	,803	36	,000
Mixto	,306	36	,000	,765	36	,000

Prueba de homogeneidad de la varianza

		Estadístico de Levene	gl1	gl2	Sig.
% Remoción de Cu ⁺²	Basándose en la media	49,300	2	105	,000
	Basándose en la mediana.	37,007	2	105	,000
	Basándose en la mediana y con gl corregido	37,007	2	83,192	,000
	Basándose en la media recortada	49,304	2	105	,000

d. % Remoción de Pb^{+2}

Pruebas de normalidad

Tipo de sustrato alcalino	Kolmogorov-Smirnov ^a			Shapiro-Wilk		
	Estadístico	gl	Sig.	Estadístico	gl	Sig.
Calizo	,280	36	,000	,775	36	,000
Magnésico	,238	36	,000	,838	36	,000
Mixto	,259	36	,000	,845	36	,000

Prueba de homogeneidad de la varianza

		Estadístico de Levene	gl1	gl2	Sig.
% Remoción de Pb^{+2}	Basándose en la media	38,703	2	105	,000
	Basándose en la mediana.	26,983	2	105	,000
	Basándose en la mediana y con gl corregido	26,983	2	73,108	,000
	Basándose en la media recortada	37,920	2	105	,000

e. % Remoción de Zn^{+2}

Pruebas de normalidad

Tipo de sustrato alcalino	Kolmogorov-Smirnov ^a			Shapiro-Wilk		
	Estadístico	gl	Sig.	Estadístico	gl	Sig.
Calizo	,263	36	,000	,815	36	,000
Magnésico	,212	36	,000	,839	36	,000
Mixto	,220	36	,000	,845	36	,000

Prueba de homogeneidad de la varianza

		Estadístico de Levene	gl1	gl2	Sig.
% Remoción de Zn ⁺²	Basándose en la media	43,367	2	105	,000
	Basándose en la mediana.	39,882	2	105	,000
	Basándose en la mediana y con gl corregido	39,882	2	69,995	,000
	Basándose en la media recortada	43,320	2	105	,000

f. Potencial de hidrógeno (inicial-final)

Prueba de Kolmogorov-Smirnov para una muestra

		Diferencia de pH
N		108
Parámetros normales ^{a,b}	Media	-4,2700
	Desviación típica	1,77484
Diferencias más extremas	Absoluta	0,142
	Positiva	0,142
	Negativa	-0,089
Z de Kolmogorov-Smirnov		1,476
Sig. asintót. (bilateral)		0,026

Nota. a. La distribución de contraste es la Normal. b. Se han calculado a partir de los datos.

g. Temperatura (inicial-final)

Prueba de Kolmogorov-Smirnov para una muestra

		Diferencia de Temperatura
N		108
Parámetros normales ^{a,b}	Media	-0,2870
	Desviación típica	1,14981
Diferencias más extremas	Absoluta	0,167
	Positiva	0,124
	Negativa	-0,167
Z de Kolmogorov-Smirnov		1,738
Sig. asintót. (bilateral)		0,005

Nota. a. La distribución de contraste es la Normal. b. Se han calculado a partir de los datos.

Anexo 5

Resultados de análisis de metales pesados resultantes del DAM



LABORATORIO DE ENSAYO ACREDITADO POR EL ORGANISMO
INTERNACIONAL ACCREDITATION SERVICE, INC. -IAS
CON REGISTRO TL - 659



INFORME DE ENSAYO N° 154865

CON VALOR OFICIAL

Razón social : RHOYDI QUIROZ SANTOS
Domicilio Legal : Reservado para el cliente
Solicitado por : RHOYDI QUIROZ SANTOS
Referencia : Cotización N° 650-24R02
Proyecto : Eficiencia de sustratos alcalinos dispersos en la remoción de metales pesados de los drenajes ácidos de minas...
Procedencia : HUARAZ
Muestreo Realizado por : EL CLIENTE
Cantidad de Muestra : 27
Producto : Agua tratada
Fecha de Recepción : 30/01/2025
Fecha de Ensayo : 30/01/2025-10/02/2025
Fecha de Emisión : 11/02/2025

I. Resultados

Código de laboratorio	154865
Código del cliente	A01-A27
Fecha de muestreo	29/01/2025
Hora de muestreo	10:30
Ubicación geográfica	No consigna
Tipo de producto	Agua

Lugar de ensayo (Laboratorio instrumental)				
Tipo de Ensayo	Unidad	Códigos	L.C.M	Resultado
Metales				
Hierro	mg/L	154865-01F	0,004	710,50
		154865-02F		710,50
		154865-03F		710,50
		154865-04F		711,50
		154865-05F		711,50
		154865-06F		711,50
		154865-07F		710,80
		154865-08F		710,80
		154865-09F		710,80
		154865-10F		185,00
		154865-11F		185,00
		154865-12F		187,00
		154865-13F		140,00
		154865-14F		142,00
		154865-15F		144,00
		154865-16F		120,00
		154865-17F		122,00
		154865-18F		125,00
		154865-19F		182,00
		154865-20F		182,00
		154865-21F		184,00
		154865-22F		137,00
		154865-23F		139,00

No se debe reproducir el informe de ensayo, excepto en su totalidad, sin la autorización escrita de ENVIROTES S.A.C. Los resultados contenidos en el presente documento sólo están relacionados con los ítems ensayados. Los resultados de los ensayos no deben ser utilizados como una certificación de conformidad con normas de productos o como certificado de sistemas de calidad de la entidad que lo produce.

Tipo de Ensayo	Unidad	Códigos	L.C.M	Resultado
		154865-24F		141,00
		154865-25F		117,00
		154865-26F		119,00
		154865-27F		122,00
Aluminio	mg/L	154865-01A	0,02	84,50
		154865-02A		84,50
		154865-03A		84,50
		154865-04A		84,80
		154865-05A		84,80
		154865-06A		84,80
		154865-07A		84,30
		154865-08A		84,30
		154865-09A		84,30
		154865-10A		20,40
		154865-11A		25,00
		154865-12A		24,00
		154865-13A		17,00
		154865-14A		17,00
		154865-15A		17,00
		154865-16A		12,00
		154865-17A		13,00
		154865-18A		14,00
		154865-19A		18,40
		154865-20A		23,00
		154865-21A		22,00
		154865-22A		15,00
		154865-23A		15,00
		154865-24A		15,00
		154865-25A		10,00
		154865-26A		11,00
		154865-27A		12,00
Cobre	mg/L	154865-01C	0,001	14,50
		154865-02C		14,50
		154865-03C		14,50
		154865-04C		13,90
		154865-05C		13,90
		154865-06C		13,90
		154865-07C		14,20
		154865-08C		14,20
		154865-09C		14,20
		154865-10C		11,50
		154865-11C		11,50
		154865-12C		11,50
		154865-13C		10,90
		154865-14C		10,90
		154865-15C		10,90
		154865-16C		11,20
		154865-17C		11,20
		154865-18C		11,20

No se debe reproducir el informe de ensayo, excepto en su totalidad, sin la autorización escrita de ENVIROTÉS S.A.C. Los resultados contenidos en el presente documento sólo están relacionados con los ítems ensayados. Los resultados de los ensayos no deben ser utilizados como una certificación de conformidad con normas de productos o como certificado de sistemas de calidad de la entidad que lo produce.


Tipo de Ensayo	Unidad	Códigos	L.C.M	Resultado
		154865-19C		7,50
		154865-20C		7,50
		154865-21C		7,50
		154865-22C		6,90
		154865-23C		6,90
		154865-24C		6,90
		154865-25C		7,20
		154865-26C		7,20
		154865-27C		7,20
Plomo	mg/L	154865-01P	0,006	6,20
		154865-02P		6,20
		154865-03P		6,20
		154865-04P		5,80
		154865-05P		5,80
		154865-06P		5,80
		154865-07P		7,00
		154865-08P		7,00
		154865-09P		7,00
		154865-10P		5,20
		154865-11P		5,20
		154865-12P		5,20
		154865-13P		4,80
		154865-14P		4,80
		154865-15P		4,80
		154865-16P		6,00
		154865-17P		6,00
		154865-18P		6,00
		154865-19P		3,20
		154865-20P		3,20
		154865-21P		3,20
		154865-22P		2,80
		154865-23P		2,80
		154865-24P		2,80
		154865-25P		4,00
		154865-26P		4,00
		154865-27P		4,00
Zinc	mg/L	154865-01Z	0,0004	103,50
		154865-02Z		103,50
		154865-03Z		103,50
		154865-04Z		103,10
		154865-05Z		103,10
		154865-06Z		103,10
		154865-07Z		102,70
		154865-08Z		102,70
		154865-09Z		102,70
		154865-10Z		93,50
		154865-11Z		93,50
		154865-12Z		93,50
		154865-13Z		93,10

No se debe reproducir el informe de ensayo, excepto en su totalidad, sin la autorización escrita de ENVIROTES S.A.C. Los resultados contenidos en el presente documento solo están relacionados con los ítems ensayados. Los resultados de los ensayos no deben ser utilizados como una certificación de conformidad con normas de productos o como certificado de sistemas de calidad de la entidad que lo produce.

Tipo de Ensayo	Unidad	Códigos	L.C.M	Resultado
		154865-14Z		93,10
		154865-15Z		93,10
		154865-16Z		92,70
		154865-17Z		92,70
		154865-18Z		92,70
		154865-19Z		63,50
		154865-20Z		63,50
		154865-21Z		63,50
		154865-22Z		63,10
		154865-23Z		63,10
		154865-24Z		63,10
		154865-25Z		62,70
		154865-26Z		62,70
		154865-27Z		62,70

II. Métodos y referencias

Tipo de Ensayo	Norma Referencia	Título
Laboratorio instrumental		
Metales pesados	EPA Method 200.7 Rev. 4.4 1994	Determination of Metals and Trace Elements in Water and Wastes by Inductively Coupled Plasma-Atomic Emission Spectrometry


Ing. Felipe Campos Y.
Jefe de Laboratorio
C.U.P. 136871

-FIN DEL INFORME-

No se debe reproducir el informe de ensayo, excepto en su totalidad, sin la autorización escrita de ENVIROTÉS S.A.C. Los resultados contenidos en el presente documento sólo están relacionados con los ítems ensayados. Los resultados de los ensayos no deben ser utilizados como una certificación de conformidad con normas de productos o como certificado de sistemas de calidad de la entidad que lo produce.

INFORME DE ENSAYO N° 187438

CON VALOR OFICIAL

Razón social : RHOYDI QUIROZ SANTOS
Domicilio Legal : Reservado para el cliente
Solicitado por : RHOYDI QUIROZ SANTOS
Referencia : Cotización N° 650-24R02
Proyecto : Eficiencia de sustratos alcalinos dispersos en la remoción de metales pesados de los drenajes ácidos de minas...
Procedencia : HUARAZ
Muestreo Realizado por : EL CLIENTE
Cantidad de Muestra : 27
Producto : Agua tratada
Fecha de Recepción : 20/02/2025
Fecha de Ensayo : 20/02/2025-28/02/2025
Fecha de Emisión : 03/03/2025

I. Resultados

Código de laboratorio	187438
Código del cliente	A01-A27
Fecha de muestreo	19/02/2025
Hora de muestreo	09:00
Ubicación geográfica	No consigna
Tipo de producto	Agua

Lugar de ensayo (Laboratorio instrumental)				
Tipo de Ensayo	Unidad	Códigos	L.C.M	Resultado
Metales				
Hierro	mg/L	187438-01F	0,004	708,40
		187438-02F		708,40
		187438-03F		708,40
		187438-04F		711,50
		187438-05F		711,50
		187438-06F		711,50
		187438-07F		708,70
		187438-08F		708,70
		187438-09F		708,70
		187438-10F		225,00
		187438-11F		225,00
		187438-12F		227,00
		187438-13F		180,00
		187438-14F		182,00
		187438-15F		184,00
		187438-16F		160,00
		187438-17F		162,00
		187438-18F		165,00
		187438-19F		223,50
		187438-20F		223,50
		187438-21F		225,50
		187438-22F		178,50
		187438-23F		180,50

No se debe reproducir el informe de ensayo, excepto en su totalidad, sin la autorización escrita de ENVIROTES S.A.C. Los resultados contenidos en el presente documento sólo están relacionados con los ítems ensayados. Los resultados de los ensayos no deben ser utilizados como una certificación de conformidad con normas de productos o como certificado de sistemas de calidad de la entidad que lo produce.

Tipo de Ensayo	Unidad	Códigos	L.C.M	Resultado
		187438-24F		182,50
		187438-25F		158,50
		187438-26F		160,50
		187438-27F		163,50
Aluminio	mg/L	187438-01A	0,02	83,70
		187438-02A		83,70
		187438-03A		83,70
		187438-04A		83,50
		187438-05A		83,50
		187438-06A		83,50
		187438-07A		84,50
		187438-08A		84,50
		187438-09A		84,50
		187438-10A		30,00
		187438-11A		33,00
		187438-12A		32,00
		187438-13A		25,00
		187438-14A		25,00
		187438-15A		25,00
		187438-16A		20,00
		187438-17A		21,00
		187438-18A		22,00
		187438-19A		29,00
		187438-20A		32,00
		187438-21A		31,00
		187438-22A		24,00
		187438-23A		24,00
		187438-24A		24,00
		187438-25A		19,00
		187438-26A		20,00
		187438-27A		21,00
Cobre	mg/L	187438-01C	0,001	14,00
		187438-02C		14,00
		187438-03C		14,00
		187438-04C		14,50
		187438-05C		14,50
		187438-06C		14,50
		187438-07C		13,90
		187438-08C		13,90
		187438-09C		13,90
		187438-10C		13,50
		187438-11C		13,50
		187438-12C		13,50
		187438-13C		14,00
		187438-14C		14,00
		187438-15C		14,00
		187438-16C		13,40
		187438-17C		13,40
		187438-18C		13,40

No se debe reproducir el informe de ensayo, excepto en su totalidad, sin la autorización escrita de ENVIROTÉS S.A.C. Los resultados contenidos en el presente documento sólo están relacionados con los ítems ensayados. Los resultados de los ensayos no deben ser utilizados como una certificación de conformidad con normas de productos o como certificado de sistemas de calidad de la entidad que lo produce.


Tipo de Ensayo	Unidad	Códigos	L.C.M	Resultado
		187438-19C		5,50
		187438-20C		5,50
		187438-21C		5,50
		187438-22C		6,00
		187438-23C		6,00
		187438-24C		6,00
		187438-25C		5,40
		187438-26C		5,40
		187438-27C		5,40
Plomo	mg/L	187438-01P	0,006	6,80
		187438-02P		6,80
		187438-03P		6,80
		187438-04P		6,40
		187438-05P		6,40
		187438-06P		6,40
		187438-07P		6,20
		187438-08P		6,20
		187438-09P		6,20
		187438-10P		6,40
		187438-11P		6,40
		187438-12P		6,40
		187438-13P		6,00
		187438-14P		6,00
		187438-15P		6,00
		187438-16P		5,80
		187438-17P		5,80
		187438-18P		5,80
		187438-19P		2,20
		187438-20P		2,20
		187438-21P		2,20
		187438-22P		1,80
		187438-23P		1,80
		187438-24P		1,80
		187438-25P		1,60
		187438-26P		1,60
		187438-27P		1,60
Zinc	mg/L	187438-01Z	0,0004	102,50
		187438-02Z		102,50
		187438-03Z		102,50
		187438-04Z		102,90
		187438-05Z		102,90
		187438-06Z		102,90
		187438-07Z		102,80
		187438-08Z		102,80
		187438-09Z		102,80
		187438-10Z		95,50
		187438-11Z		95,50
		187438-12Z		95,50
		187438-13Z		95,90

No se debe reproducir el informe de ensayo, excepto en su totalidad, sin la autorización escrita de ENVIROTÉS S.A.C. Los resultados contenidos en el presente documento sólo están relacionados con los ítems ensayados. Los resultados de los ensayos no deben ser utilizados como una certificación de conformidad con normas de productos o como certificado de sistemas de calidad de la entidad que lo produce.

Tipo de Ensayo	Unidad	Códigos	L.C.M	Resultado
		187438-14Z		95,90
		187438-15Z		95,90
		187438-16Z		95,80
		187438-17Z		95,80
		187438-18Z		95,80
		187438-19Z		40,50
		187438-20Z		40,50
		187438-21Z		40,50
		187438-22Z		40,90
		187438-23Z		40,90
		187438-24Z		40,90
		187438-25Z		40,80
		187438-26Z		40,80
		187438-27Z		40,80

II. Métodos y referencias

Tipo de Ensayo	Norma Referencia	Título
Laboratorio instrumental		
Metales pesados	EPA Method 200.7 Rev. 4.4 1994	Determination of Metals and Trace Elements in Water and Wastes by Inductively Coupled Plasma-Atomic Emission Spectrometry


Ing. Felipe Campos Y.
Jefe de Laboratorio
C.I.P. 136871

-FIN DEL INFORME-

No se debe reproducir el informe de ensayo, excepto en su totalidad, sin la autorización escrita de ENVIROTÉS S.A.C. Los resultados contenidos en el presente documento sólo están relacionados con los ítems ensayados. Los resultados de los ensayos no deben ser utilizados como una certificación de conformidad con normas de productos o como certificado de sistemas de calidad de la entidad que lo produce.

INFORME DE ENSAYO N° 235424

CON VALOR OFICIAL

Razón social : RHOYDI QUIROZ SANTOS
Domicilio Legal : Reservado para el cliente
Solicitado por : RHOYDI QUIROZ SANTOS
Referencia : Cotización N° 650-24R02
Proyecto : Eficiencia de sustratos alcalinos dispersos en la remoción
de metales pesados de los drenajes ácidos de minas...
Procedencia : HUARAZ
Muestreo Realizado por : EL CLIENTE
Cantidad de Muestra : 27
Producto : Agua tratada
Fecha de Recepción : 03/04/2025
Fecha de Ensayo : 04/04/2025-15/04/2025
Fecha de Emisión : 16/04/2025

I. Resultados

Código de laboratorio	235424
Código del cliente	A01-A27
Fecha de muestreo	02/04/2025
Hora de muestreo	11:20
Ubicación geográfica	No consigna
Tipo de producto	Agua

Lugar de ensayo (Laboratorio instrumental)				
Tipo de Ensayo	Unidad	Códigos	L.C.M	Resultado
Metales				
Hierro	mg/L	235424-01F	0,004	710,00
		235424-02F		710,00
		235424-03F		710,00
		235424-04F		712,20
		235424-05F		712,20
		235424-06F		712,20
		235424-07F		712,50
		235424-08F		712,50
		235424-09F		712,50
		235424-10F		570,00
		235424-11F		570,00
		235424-12F		572,00
		235424-13F		525,00
		235424-14F		527,00
		235424-15F		529,00
		235424-16F		505,00
		235424-17F		507,00
		235424-18F		510,00
		235424-19F		567,00
		235424-20F		567,00
		235424-21F		569,00
		235424-22F		522,00
		235424-23F		524,00

No se debe reproducir el informe de ensayo, excepto en su totalidad, sin la autorización escrita de ENVIROTES S.A.C. Los resultados contenidos en el presente documento sólo están relacionados con los ítems ensayados. Los resultados de los ensayos no deben ser utilizados como una certificación de conformidad con normas de productos o como certificado de sistemas de calidad de la entidad que lo produce.

Tipo de Ensayo	Unidad	Códigos	L.C.M	Resultado
		235424-24F		526,00
		235424-25F		502,00
		235424-26F		504,00
		235424-27F		507,00
Aluminio	mg/L	235424-01A	0,02	84,00
		235424-02A		84,00
		235424-03A		84,00
		235424-04A		84,70
		235424-05A		84,70
		235424-06A		84,70
		235424-07A		83,90
		235424-08A		83,90
		235424-09A		83,90
		235424-10A		60,00
		235424-11A		62,00
		235424-12A		61,00
		235424-13A		54,00
		235424-14A		54,00
		235424-15A		54,00
		235424-16A		49,00
		235424-17A		50,00
		235424-18A		51,00
		235424-19A		59,20
		235424-20A		61,20
		235424-21A		60,20
		235424-22A		53,20
		235424-23A		53,20
		235424-24A		53,20
		235424-25A		48,20
		235424-26A		49,20
		235424-27A		50,20
Cobre	mg/L	235424-01C	0,001	14,20
		235424-02C		14,20
		235424-03C		14,20
		235424-04C		13,80
		235424-05C		13,80
		235424-06C		13,80
		235424-07C		13,80
		235424-08C		13,80
		235424-09C		13,80
		235424-10C		14,10
		235424-11C		14,10
		235424-12C		14,10
		235424-13C		13,70
		235424-14C		13,70
		235424-15C		13,70
		235424-16C		13,70
		235424-17C		13,70
		235424-18C		13,70

No se debe reproducir el informe de ensayo, excepto en su totalidad, sin la autorización escrita de ENVIROTÉS S.A.C. Los resultados contenidos en el presente documento sólo están relacionados con los ítems ensayados. Los resultados de los ensayos no deben ser utilizados como una certificación de conformidad con normas de productos o como certificado de sistemas de calidad de la entidad que lo produce.


Tipo de Ensayo	Unidad	Códigos	L.C.M	Resultado
		235424-19C		12,10
		235424-20C		12,10
		235424-21C		12,10
		235424-22C		11,70
		235424-23C		11,70
		235424-24C		11,70
		235424-25C		11,70
		235424-26C		11,70
		235424-27C		11,70
Plomo	mg/L	235424-01P	0,006	6,40
		235424-02P		6,40
		235424-03P		6,40
		235424-04P		6,60
		235424-05P		6,60
		235424-06P		6,60
		235424-07P		6,70
		235424-08P		6,70
		235424-09P		6,70
		235424-10P		6,35
		235424-11P		6,35
		235424-12P		6,35
		235424-13P		6,55
		235424-14P		6,55
		235424-15P		6,55
		235424-16P		6,65
		235424-17P		6,65
		235424-18P		6,65
		235424-19P		5,15
		235424-20P		5,15
		235424-21P		5,15
		235424-22P		5,35
		235424-23P		5,35
		235424-24P		5,35
		235424-25P		5,45
		235424-26P		5,45
		235424-27P		5,45
Zinc	mg/L	235424-01Z	0,0004	102,00
		235424-02Z		102,00
		235424-03Z		102,00
		235424-04Z		102,80
		235424-05Z		102,80
		235424-06Z		102,80
		235424-07Z		102,00
		235424-08Z		102,00
		235424-09Z		102,00
		235424-10Z		100,00
		235424-11Z		100,00
		235424-12Z		100,00
		235424-13Z		100,80

No se debe reproducir el informe de ensayo, excepto en su totalidad, sin la autorización escrita de ENVIROTRES S.A.C. Los resultados contenidos en el presente documento sólo están relacionados con los ítems ensayados. Los resultados de los ensayos no deben ser utilizados como una certificación de conformidad con normas de productos o como certificado de sistemas de calidad de la entidad que lo produce.

Tipo de Ensayo	Unidad	Códigos	L.C.M	Resultado
		235424-14Z		100,80
		235424-15Z		100,80
		235424-16Z		100,00
		235424-17Z		100,00
		235424-18Z		100,00
		235424-19Z		84,00
		235424-20Z		84,00
		235424-21Z		84,00
		235424-22Z		84,80
		235424-23Z		84,80
		235424-24Z		84,80
		235424-25Z		84,00
		235424-26Z		84,00
		235424-27Z		84,00

II. Métodos y referencias

Tipo de Ensayo	Norma Referencia	Título
Laboratorio instrumental		
Metales pesados	EPA Method 200.7 Rev. 4.4 1994	Determination of Metals and Trace Elements in Water and Wastes by Inductively Coupled Plasma-Atomic Emission Spectrometry


Ing. Felipe Campos Y.
Jefe de Laboratorio
C.I.P. 136871

-FIN DEL INFORME-

No se debe reproducir el informe de ensayo, excepto en su totalidad, sin la autorización escrita de ENVIROTES S.A.C. Los resultados contenidos en el presente documento sólo están relacionados con los ítems ensayados. Los resultados de los ensayos no deben ser utilizados como una certificación de conformidad con normas de productos o como certificado de sistemas de calidad de la entidad que lo produce.

INFORME DE ENSAYO N° 308932

CON VALOR OFICIAL

Razón social : RHOYDI QUIROZ SANTOS
Domicilio Legal : Reservado para el cliente
Solicitado por : RHOYDI QUIROZ SANTOS
Referencia : Cotización N° 650-24R02
Proyecto : Eficiencia de sustratos alcalinos dispersos en la remoción
de metales pesados de los drenajes ácidos de minas...
Procedencia : HUARAZ
Muestreo Realizado por : EL CLIENTE
Cantidad de Muestra : 27
Producto : Agua tratada
Fecha de Recepción : 15/05/2025
Fecha de Ensayo : 15/05/2025-22/05/2025
Fecha de Emisión : 22/05/2025

I. Resultados

Código de laboratorio	308932
Código del cliente	A01-A27
Fecha de muestreo	14/05/2025
Hora de muestreo	10:40
Ubicación geográfica	No consigna
Tipo de producto	Agua

Lugar de ensayo (Laboratorio instrumental)				
Tipo de Ensayo	Unidad	Códigos	L.C.M	Resultado
Metales				
Hierro	mg/L	308932-01F	0,004	710,40
		308932-02F		710,40
		308932-03F		710,40
		308932-04F		712,30
		308932-05F		712,30
		308932-06F		712,30
		308932-07F		710,90
		308932-08F		710,90
		308932-09F		710,90
		308932-10F		705,00
		308932-11F		705,00
		308932-12F		707,00
		308932-13F		660,00
		308932-14F		662,00
		308932-15F		664,00
		308932-16F		622,00
		308932-17F		620,50
		308932-18F		621,00
		308932-19F		699,00
		308932-20F		699,00
		308932-21F		701,00
		308932-22F		654,00
		308932-23F		656,00

No se debe reproducir el informe de ensayo, excepto en su totalidad, sin la autorización escrita de ENVIROTES S.A.C. Los resultados contenidos en el presente documento solo están relacionados con los ítems ensayados. Los resultados de los ensayos no deben ser utilizados como una certificación de conformidad con normas de productos o como certificado de sistemas de calidad de la entidad que lo produce.

Tipo de Ensayo	Unidad	Códigos	L.C.M	Resultado
		308932-24F		658,00
		308932-25F		616,00
		308932-26F		614,50
		308932-27F		615,00
Aluminio	mg/L	308932-01A	0,02	84,50
		308932-02A		84,50
		308932-03A		84,50
		308932-04A		84,50
		308932-05A		84,50
		308932-06A		84,50
		308932-07A		84,20
		308932-08A		84,20
		308932-09A		84,20
		308932-10A		79,00
		308932-11A		82,00
		308932-12A		83,00
		308932-13A		76,00
		308932-14A		76,00
		308932-15A		76,00
		308932-16A		71,00
		308932-17A		72,00
		308932-18A		73,00
		308932-19A		78,90
		308932-20A		81,90
		308932-21A		82,90
		308932-22A		75,90
		308932-23A		75,90
		308932-24A		75,90
		308932-25A		70,90
		308932-26A		71,90
		308932-27A		72,90
Cobre	mg/L	308932-01C	0,001	13,80
		308932-02C		13,80
		308932-03C		13,80
		308932-04C		14,60
		308932-05C		14,60
		308932-06C		14,60
		308932-07C		14,80
		308932-08C		14,80
		308932-09C		14,80
		308932-10C		13,73
		308932-11C		13,70
		308932-12C		13,75
		308932-13C		14,53
		308932-14C		14,53
		308932-15C		14,53
		308932-16C		14,72
		308932-17C		14,70
		308932-18C		14,73

No se debe reproducir el informe de ensayo, excepto en su totalidad, sin la autorización escrita de ENVIROTÉS S.A.C. Los resultados contenidos en el presente documento sólo están relacionados con los ítems ensayados. Los resultados de los ensayos no deben ser utilizados como una certificación de conformidad con normas de productos o como certificado de sistemas de calidad de la entidad que lo produce.


Tipo de Ensayo	Unidad	Códigos	L.C.M	Resultado
		308932-19C		12,23
		308932-20C		12,20
		308932-21C		12,25
		308932-22C		13,03
		308932-23C		13,03
		308932-24C		13,03
		308932-25C		13,22
		308932-26C		13,20
		308932-27C		13,23
Plomo	mg/L	308932-01P	0,006	6,70
		308932-02P		6,70
		308932-03P		6,70
		308932-04P		6,20
		308932-05P		6,20
		308932-06P		6,20
		308932-07P		6,00
		308932-08P		6,00
		308932-09P		6,00
		308932-10P		6,69
		308932-11P		6,69
		308932-12P		6,69
		308932-13P		6,19
		308932-14P		6,19
		308932-15P		6,19
		308932-16P		5,99
		308932-17P		5,99
		308932-18P		5,99
		308932-19P		6,09
		308932-20P		6,09
		308932-21P		6,09
		308932-22P		5,59
		308932-23P		5,59
		308932-24P		5,59
		308932-25P		5,39
		308932-26P		5,39
		308932-27P		5,39
Zinc	mg/L	308932-01Z	0,0004	101,70
		308932-02Z		101,70
		308932-03Z		101,70
		308932-04Z		101,90
		308932-05Z		101,90
		308932-06Z		101,90
		308932-07Z		102,00
		308932-08Z		102,00
		308932-09Z		102,00
		308932-10Z		101,40
		308932-11Z		101,40
		308932-12Z		101,40
		308932-13Z		101,60

No se debe reproducir el informe de ensayo, excepto en su totalidad, sin la autorización escrita de ENVIROTES S.A.C. Los resultados contenidos en el presente documento sólo están relacionados con los ítems ensayados. Los resultados de los ensayos no deben ser utilizados como una certificación de conformidad con normas de productos o como certificado de sistemas de calidad de la entidad que lo produce.

Tipo de Ensayo	Unidad	Códigos	L.C.M	Resultado
		308932-14Z		101,60
		308932-15Z		101,60
		308932-16Z		101,70
		308932-17Z		101,70
		308932-18Z		101,70
		308932-19Z		97,40
		308932-20Z		97,40
		308932-21Z		97,40
		308932-22Z		97,60
		308932-23Z		97,60
		308932-24Z		97,60
		308932-25Z		97,70
		308932-26Z		97,70
		308932-27Z		97,70

II. Métodos y referencias

Tipo de Ensayo	Norma Referencia	Título
Laboratorio instrumental		
Metales pesados	EPA Method 200.7 Rev. 4.4 1994	Determination of Metals and Trace Elements in Water and Wastes by Inductively Coupled Plasma-Atomic Emission Spectrometry


Ing. Felipe Campos Y.
Jefe de Laboratorio
C.I.P. 136871

-FIN DEL INFORME-

No se debe reproducir el informe de ensayo, excepto en su totalidad, sin la autorización escrita de ENVIROTES S.A.C. Los resultados contenidos en el presente documento sólo están relacionados con los ítems ensayados. Los resultados de los ensayos no deben ser utilizados como una certificación de conformidad con normas de productos o como certificado de sistemas de calidad de la entidad que lo produce.

Anexo 6

Resultados de análisis de parámetros de campo (ph y temperatura)

Sustrato	Proporción de mezcla (alcalino: mo)	Semana	pH inicial	pH final	Temperatura inicial	Temperatura final
Calizo	20:80 % v:v	1	2,20	5,60	15,00	16,00
Calizo	20:80 % v:v	1	2,19	5,50	15,50	15,90
Calizo	20:80 % v:v	1	2,18	5,50	15,50	15,70
Calizo	50:50 % v:v	1	2,40	6,20	16,50	16,20
Calizo	50:50 % v:v	1	2,20	6,10	17,00	16,50
Calizo	50:50 % v:v	1	2,20	6,20	16,50	16,20
Calizo	80:20 % v:v	1	2,40	6,80	15,80	16,70
Calizo	80:20 % v:v	1	2,20	6,90	15,50	16,00
Calizo	80:20 % v:v	1	2,30	7,10	15,80	16,80
Magnésico	20:80 % v:v	1	1,80	7,50	16,00	16,10
Magnésico	20:80 % v:v	1	1,90	7,40	15,90	15,90
Magnésico	20:80 % v:v	1	1,50	7,50	15,80	15,80
Magnésico	50:50 % v:v	1	2,10	8,20	16,20	16,50
Magnésico	50:50 % v:v	1	2,50	8,50	16,30	16,60
Magnésico	50:50 % v:v	1	2,20	8,10	16,20	16,50
Magnésico	80:20 % v:v	1	2,50	8,80	16,70	17,00
Magnésico	80:20 % v:v	1	2,50	8,70	16,00	16,50
Magnésico	80:20 % v:v	1	2,40	8,90	16,80	16,80
Mixto	20:80 % v:v	1	2,40	7,50	15,50	16,00
Mixto	20:80 % v:v	1	2,20	7,40	16,00	15,90
Mixto	20:80 % v:v	1	2,30	7,50	15,50	16,00
Mixto	50:50 % v:v	1	2,40	7,90	17,00	16,20
Mixto	50:50 % v:v	1	2,30	8,20	16,80	16,00
Mixto	50:50 % v:v	1	2,40	8,10	16,50	16,20
Mixto	80:20 % v:v	1	2,50	8,50	15,50	16,70
Mixto	80:20 % v:v	1	2,40	8,50	15,00	16,00
Mixto	80:20 % v:v	1	2,40	8,50	15,70	16,80
Calizo	20:80 % v:v	4	2,35	5,97	13,40	16,50
Calizo	20:80 % v:v	4	2,34	5,87	13,00	16,50
Calizo	20:80 % v:v	4	2,33	5,87	13,40	17,00
Calizo	50:50 % v:v	4	2,55	6,57	16,50	16,00
Calizo	50:50 % v:v	4	2,35	6,40	16,50	16,80
Calizo	50:50 % v:v	4	2,35	6,57	16,50	16,90
Calizo	80:20 % v:v	4	2,60	7,40	13,70	16,70
Calizo	80:20 % v:v	4	2,40	7,30	14,00	15,00
Calizo	80:20 % v:v	4	2,50	7,50	13,70	16,50
Magnésico	20:80 % v:v	4	2,50	7,90	16,00	16,30
Magnésico	20:80 % v:v	4	2,70	7,80	16,50	16,80
Magnésico	20:80 % v:v	4	2,20	7,80	16,30	16,30
Magnésico	50:50 % v:v	4	2,40	8,40	16,70	16,70
Magnésico	50:50 % v:v	4	2,50	8,00	16,80	16,00

Sustrato	Proporción de mezcla (alcalino: mo)	Semana	pH inicial	pH final	Temperatura inicial	Temperatura final
Magnésico	50:50 % v:v	4	2,50	8,50	16,90	16,90
Magnésico	80:20 % v:v	4	2,30	8,80	16,40	16,00
Magnésico	80:20 % v:v	4	2,70	9,00	16,40	16,00
Magnésico	80:20 % v:v	4	2,60	9,20	16,00	16,80
Mixto	20:80 % v:v	4	2,40	7,70	13,40	16,00
Mixto	20:80 % v:v	4	2,30	7,60	13,40	16,50
Mixto	20:80 % v:v	4	2,40	7,80	13,40	16,00
Mixto	50:50 % v:v	4	2,60	8,50	16,50	16,70
Mixto	50:50 % v:v	4	2,60	8,60	17,00	17,00
Mixto	50:50 % v:v	4	2,50	8,70	16,50	16,90
Mixto	80:20 % v:v	4	2,60	8,70	13,50	16,40
Mixto	80:20 % v:v	4	2,60	8,60	14,0	14,00
Mixto	80:20 % v:v	4	2,70	9,00	13,70	16,50
Calizo	20:80 % v:v	10	2,37	5,70	15,80	16,20
Calizo	20:80 % v:v	10	2,36	5,65	15,00	16,10
Calizo	20:80 % v:v	10	2,35	5,68	15,80	16,50
Calizo	50:50 % v:v	10	2,57	5,3	18,00	16,70
Calizo	50:50 % v:v	10	2,37	5,28	18,00	16,80
Calizo	50:50 % v:v	10	2,37	5,30	18,00	16,70
Calizo	80:20 % v:v	10	2,60	6,90	18,30	17,00
Calizo	80:20 % v:v	10	2,40	7,00	18,00	16,80
Calizo	80:20 % v:v	10	2,50	7,20	18,30	16,70
Magnésico	20:80 % v:v	10	2,90	7,60	16,00	16,30
Magnésico	20:80 % v:v	10	3,10	7,60	16,10	16,40
Magnésico	20:80 % v:v	10	2,70	7,50	16,10	16,40
Magnésico	50:50 % v:v	10	3,00	8,20	16,70	16,70
Magnésico	50:50 % v:v	10	3,10	8,50	16,80	16,00
Magnésico	50:50 % v:v	10	3,50	8,40	16,70	16,70
Magnésico	80:20 % v:v	10	2,80	8,90	17,00	17,00
Magnésico	80:20 % v:v	10	2,70	8,60	16,80	16,80
Magnésico	80:20 % v:v	10	2,90	9,20	16,70	16,70
Mixto	20:80 % v:v	10	2,50	7,50	15,80	16,00
Mixto	20:80 % v:v	10	2,40	7,60	15,80	16,10
Mixto	20:80 % v:v	10	2,60	7,70	15,80	16,00
Mixto	50:50 % v:v	10	2,60	8,20	18,00	16,70
Mixto	50:50 % v:v	10	2,30	8,30	18,00	17,00
Mixto	50:50 % v:v	10	2,40	8,30	18,00	16,70
Mixto	80:20 % v:v	10	2,60	8,90	18,30	17,00
Mixto	80:20 % v:v	10	2,50	8,60	17,00	15,00
Mixto	80:20 % v:v	10	2,50	9,20	18,00	16,70
Calizo	20:80 % v:v	16	2,40	3,15	16,30	17,00
Calizo	20:80 % v:v	16	2,39	3,05	16,30	16,50
Calizo	20:80 % v:v	16	2,38	3,05	16,00	17,00

Sustrato	Proporción de mezcla (alcalino: mo)	Semana	pH inicial	pH final	Temperatura inicial	Temperatura final
Calizo	50:50 % v:v	16	2,60	3,75	18,20	17,50
Calizo	50:50 % v:v	16	2,40	3,65	18,20	17,00
Calizo	50:50 % v:v	16	2,40	3,75	18,20	17,30
Calizo	80:20 % v:v	16	2,60	4,40	16,80	17,50
Calizo	80:20 % v:v	16	2,40	4,50	15,80	18,00
Calizo	80:20 % v:v	16	2,50	4,70	16,80	17,30
Magnésico	20:80 % v:v	16	2,50	4,50	17,00	17,00
Magnésico	20:80 % v:v	16	2,10	4,50	16,90	16,90
Magnésico	20:80 % v:v	16	1,70	4,20	17,00	17,00
Magnésico	50:50 % v:v	16	3,70	4,60	17,20	17,20
Magnésico	50:50 % v:v	16	3,60	4,50	17,00	17,00
Magnésico	50:50 % v:v	16	3,80	4,70	17,30	17,30
Magnésico	80:20 % v:v	16	2,80	5,20	17,00	17,00
Magnésico	80:20 % v:v	16	2,90	5,00	17,40	17,50
Magnésico	80:20 % v:v	16	3,10	4,90	17,00	17,10
Mixto	20:80 % v:v	16	2,70	4,30	16,30	17,00
Mixto	20:80 % v:v	16	2,60	4,10	16,30	16,90
Mixto	20:80 % v:v	16	2,60	4,20	16,00	17,00
Mixto	50:50 % v:v	16	2,80	4,60	18,20	17,20
Mixto	50:50 % v:v	16	2,70	4,60	18,00	17,00
Mixto	50:50 % v:v	16	2,60	4,70	18,20	17,30
Mixto	80:20 % v:v	16	2,80	5,20	16,80	17,30
Mixto	80:20 % v:v	16	2,80	5,00	15,00	17,40
Mixto	80:20 % v:v	16	2,90	5,50	16,50	17,00

Anexo 7

Reporte fotográfico de la relavera de Mesapata



Vista lateral de la relavera, donde se muestra vegetación asociada a bofedal u oconal andino



Vista lateral de la relavera, donde se genera el drenaje ácido de minas



Visualización del área experimental



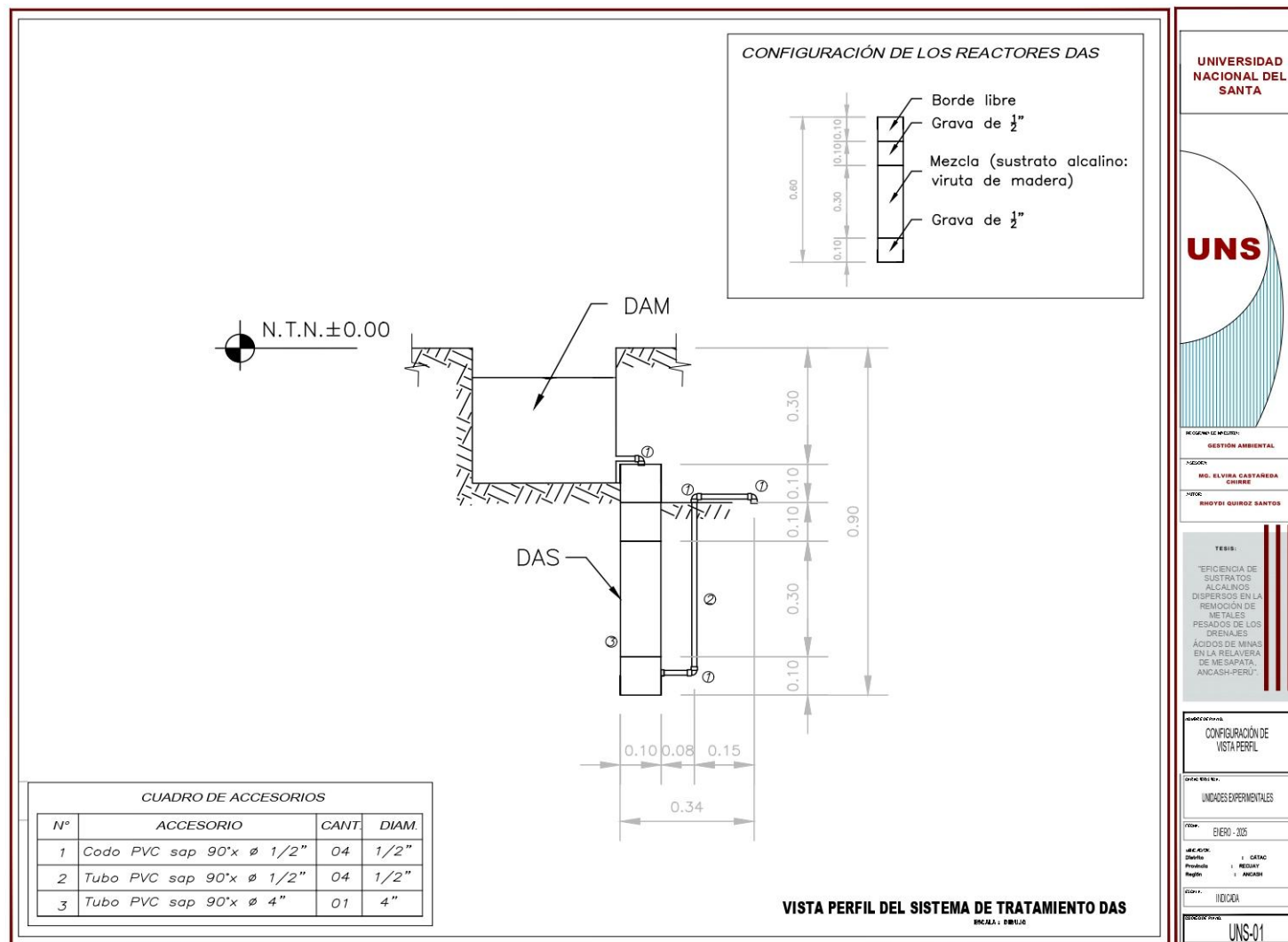
Muestreo de drenaje ácido de minas previo al tratamiento

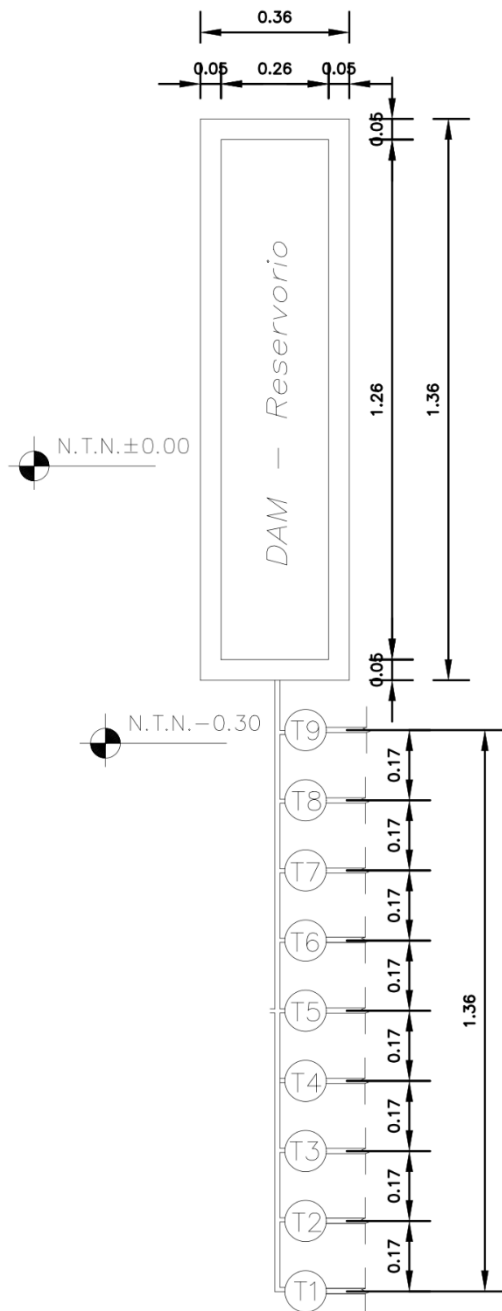


Prueba del drenaje tratado durante la investigación

Anexo 8

Planos – vista perfil y superior del sistema DAS





VISTA SUPERIOR DEL SISTEMA DE TRATAMIENTO DAS
ESCALA: DIBUJO

UNIVERSIDAD
NACIONAL DEL
SANTA

UNS

PROCESO DE MAESTRIA
GESTION AMBIENTAL

ALUMNO
**MIGUEL SILVA CASTAÑEDA
CHIRRE**

ASISTENTE
RHONY QUIROZ SANTOS

TEMAS:
"EFICIENCIA DE
SUSTRATOS
ALCALINOS
DISPERSOS EN LA
REMOCION DE
METALES
PESADOS DE LOS
DRENAJES
ACIDOS DE MINAS
EN LA RELAVERA
DE MESAPATA,
ANCASH-PERU".

ENCUENTRO DE PLANO
**CONFIGURACION DE
VISTA SUPERIOR**

CONCEPTOS
UNIDADES EXPERIMENTALES

FECHA
ENERO - 2025

UBICACION
Distrito : CATAC
Provincia : REQUENA
Region : ANCAHUA

ESCALA
INDICADA

ENCUENTRO DE PLANO
UNS-02