



**FACULTAD DE INGENIERÍA GEOGRÁFICA, AMBIENTAL Y ECOTURISMO**

TRATAMIENTO DE DRENAJE ÁCIDO DE MINA POR METODO PASIVO CON  
ROCA CALIZA DE LA RELAVERA QUIULACOCCHA EN CERRO DE PASCO, 2022

**Línea de investigación:**

**Tecnologías para residuos y pasivos ambientales, biorremediación**

Tesis para optar el Título Profesional de Ingeniero Ambiental

**Autora:**

Colonio Alanya, Thalia Ximena

**Asesor:**

Vásquez Aranda, Ahuber Omar

ORCID: 0000-0002-2673-6752

**Jurado:**

Naupay Vega, Marlitt Florinda

Valdivia Orihuela, Braulio Armando

Aguirre Cordero, Rogelio

**Lima - Perú**

**2024**



# “TRATAMIENTO DE DRENAJE ÁCIDO DE MINA POR METODO PASIVO CON ROCA CALIZA DE LA RELAVERA QUIULACOCHA EN CERRO DE PASCO, 2022”

## INFORME DE ORIGINALIDAD

28%

INDICE DE SIMILITUD

27%

FUENTES DE INTERNET

6%

PUBLICACIONES

9%

TRABAJOS DEL ESTUDIANTE

## FUENTES PRIMARIAS

1	<a href="https://repositorio.unfv.edu.pe">repositorio.unfv.edu.pe</a> Fuente de Internet	4%
2	<a href="https://repositorio.unc.edu.pe">repositorio.unc.edu.pe</a> Fuente de Internet	3%
3	<a href="https://hdl.handle.net">hdl.handle.net</a> Fuente de Internet	3%
4	<a href="https://repositorio.udh.edu.pe">repositorio.udh.edu.pe</a> Fuente de Internet	2%
5	<a href="https://repositorio.undac.edu.pe">repositorio.undac.edu.pe</a> Fuente de Internet	1%
6	<a href="https://1library.co">1library.co</a> Fuente de Internet	1%
7	<a href="https://repositorio.uchile.cl">repositorio.uchile.cl</a> Fuente de Internet	1%
8	<a href="https://repositorio.uncp.edu.pe">repositorio.uncp.edu.pe</a> Fuente de Internet	1%



**FACULTAD DE INGENIERÍA GEOGRÁFICA, AMBIENTAL Y ECOTURISMO**

TRATAMIENTO DE DRENAJE ÁCIDO DE MINA POR METODO PASIVO CON ROCA  
CALIZA DE LA RELAVERA QUIULACocha EN CERRO DE PASCO, 2022

**Línea de Investigación**

**Tecnologías para residuos y pasivos ambientales, biorremediación.**

Tesis para optar el Título Profesional de Ingeniero Ambiental

**Autora:**

Colonio Alanya, Thalia Ximena

**Asesor:**

Vásquez Aranda, Ahuber Omar

ORCID: 0000-0002-2673-6752

**Jurado:**

Naupay Vega, Marlitt Florinda

Valdivia Orihuela, Braulio Armando

Aguirre Cordero, Rogelio

**Lima - Perú**

**2024**

## ÍNDICE

<b>RESUMEN.....</b>	<b>7</b>
<b>ABSTRACT.....</b>	<b>8</b>
<b>I. Introducción... ..</b>	<b>9</b>
1.1 Descripción y formulación del problema.....	10
1.2 Antecedentes .....	13
1.3 Objetivos.....	24
1.4 Justificación .....	25
1.5 Hipótesis .....	26
<b>II. Marco Teórico... ..</b>	<b>27</b>
2.1 Bases teóricas sobre el tema de investigación .....	27
2.1.1 Metales Pesados.....	27
2.1.2 Drenaje Ácido de Mina.....	27
2.1.3 Características de los Drenajes Ácidos de Mina.....	29
2.1.4 Métodos de Tratamiento de Drenaje ácido de Mina.....	29
2.1.5 Técnicas de Tratamiento de Drenaje Ácido de Mina.....	30
2.1.6 Humedales Artificiales.....	32
2.1.7 Funciones de los Humedales Artificiales.....	33
2.1.8 Elementos de un Humedal Artificial.....	35
2.1.9 Mecanismos y Rendimiento de la eliminación de contaminantes.....	39
2.1.10 Humedales Naturales.....	39
2.1.11 Neutralización y Precipitación Química.....	40
2.1.12 Filtración.....	42
2.1.13 Depósito de Relaves Quilacocha.....	43

2.1.14 Remoción de Metales Pesados.....	45
2.1.15 Aguas Ácidas de Mina.....	47
2.1.16 Concentración.....	47
2.1.17 Drenaje ácido de mina.....	47
2.1.18 Metales.....	47
2.1.19 Neutralización.....	47
2.1.20 pH.....	47
2.1.21 Relaves Mineros.....	48
2.1.22 Remoción.....	48
2.2 Marco Legal Ambiental.....	48
<b>III. Método... ..</b>	<b>56</b>
3.1 Tipo de investigación .....	56
3.2 Ámbito temporal y espacial.....	56
3.3 Variables.....	57
3.4 Población y muestra .....	59
3.5 Instrumentos .....	59
3.6 Procedimientos .....	59
3.7 Análisis de datos.....	62
<b>IV. Resultados .....</b>	<b>64</b>
4.1 Caracterización del Drenaje Ácido de Mina (DAM).....	64
4.2 Concentraciones finales por sistema.....	65
4.3 Eficiencia de los tres sistemas de tratamiento.....	75
<b>V. Discusión de resultados .....</b>	<b>81</b>
<b>VI. Conclusiones.....</b>	<b>84</b>
<b>VII. Recomendaciones.....</b>	<b>85</b>

<b>VIII. Referencias Bibliográficas...</b>	<b>86</b>
<b>IX. Anexos.....</b>	<b>92</b>

## ÍNDICE DE TABLAS

<b>Tabla 1</b> Principales mecanismos de remoción y transformación de los contaminantes en humedales.....	39
<b>Tabla 2</b> Compuesto químico utilizado en el tratamiento neutralización - precipitación química de drenajes ácidos.....	42
<b>Tabla 3</b> LMP para descargas de efluentes de actividad minero metalúrgico.....	51
<b>Tabla 4</b> Operacionalización de Variables de Investigación.....	58
<b>Tabla 5</b> Resultados de la caracterización del DAM.....	64
<b>Tabla 6</b> Resultados residuales de Cadmio, para los tres sistemas de tratamiento.....	66
<b>Tabla 7</b> Resultados residuales de Cobre, para los tres sistemas de tratamiento.....	67
<b>Tabla 8</b> Resultados residuales de Plomo, para los tres sistemas de tratamiento.....	70
<b>Tabla 9</b> Resultados residuales de Zinc, para los tres sistemas de tratamiento.....	72
<b>Tabla 10</b> Resultados residuales de Hierro, para los tres sistemas de tratamiento.....	74
<b>Tabla 11</b> Resultados de las eficiencias para Cadmio.....	76
<b>Tabla 12</b> Resultados de las eficiencias para Cobre.....	77
<b>Tabla 13</b> Resultados de las eficiencias para Plomo.....	78
<b>Tabla 14</b> Resultados de las eficiencias para Zinc.....	79
<b>Tabla 15</b> Resultados de las eficiencias para Hierro.....	80

## ÍNDICE DE FIGURAS

<b>Figura 1</b> Ubicación de la Relavera Quiulacocha .....	45
<b>Figura 2</b> Comportamiento residual de Cadmio para los tres sistemas de tratamiento .....	66
<b>Figura 3</b> Comportamiento residual de Cobre para los tres sistemas de tratamiento .....	67
<b>Figura 4</b> Comportamiento residual de Plomo para los tres sistemas de tratamiento .....	70
<b>Figura 5</b> Comportamiento residual de Zinc para los tres sistemas de tratamiento .....	71
<b>Figura 6</b> Comportamiento residual de Hierro para los tres sistemas de tratamiento .....	74



## RESUMEN

El Drenaje Acido de Mina (AMD) se constituye como uno de los principales problemas generados por las actividades mineras, asociado comúnmente a la oxidación de los sulfuros durante el proceso extractivo de los metales de interés. En la presente investigación se propone un sistema de tratamiento pasivo con material calizo, suelo orgánico y arena (T1), otro sistema con material calizo, suelo natural y arena (T2) y un tercer sistema con suelo natural, arena y grava (T3), de los cuales se pretende conocer la eficiencia que presenta cada uno en el tratamiento del AMD en cuanto a la neutralización de su acidez y remoción de metales pesados. De los resultados obtenidos para el sistema T1, se pudo apreciar que la máxima remoción y eficiencia se alcanzó a los 20 y 25 días con valores promedios para el Cadmio, Cobre, Plomo, Zinc y Hierro de 94.2, 95.7, 94.8, 92.5 y 96.7% respectivamente, mientras que para el sistema de tratamiento T2, se obtuvo las máximas eficiencias a los 25 días para los mismos metales en el orden del 79.9, 94.3, 94.3, 88.4 y 94.4%, y para el sistema de tratamiento T3, contrario a los resultados de los tratamientos anteriores terminaron obteniendo eficiencias negativas para todos los tiempos considerados en el estudio. Se concluye que el tratamiento T1, resultó ser el más eficiente para tiempos de 20 y 25 días, los cuales permitieron alcanzar los Límites Máximos Permisibles.

*Palabras Clave:* Drenaje ácido de mina, tratamiento pasivo, roca caliza.

## ABSTRACT

Mine Drainage (AMD) is one of the main problems generated by mining activities, commonly associated with the oxidation of sulfides during the extractive process of the metals of interest. In the present investigation, a passive treatment system with limestone material, organic soil and sand (T1) is proposed, another system with limestone material, natural soil and sand (T2) and a third system with natural soil, sand and gravel (T3), of which it is intended to know the efficiency that each one presents in the treatment of AMD in terms of neutralizing its acidity and removal of heavy metals. From the results obtained for the T1 system, it was possible to appreciate that the maximum removal and efficiency was reached at 20 and 25 days with average values for Cadmium, Copper, Lead, Zinc and Iron of 94.2, 95.7, 94.8, 92.5 and 96.7 % respectively, while for the T2 treatment system, the maximum efficiencies were obtained at 25 days for the same metals in the order of 79.9, 94.3, 94.3, 88.4 and 94.4%, and for the T3 treatment system, contrary to the results of the previous treatments ended up obtaining negative efficiencies for all times considered in the study. It is concluded that the T1 treatment turned out to be the most efficient for times of 20 and 25 days, which allowed reaching the Maximum Permissible Limits.

*Keywords:* Acid mine drainage, passive treatment, limestone.

## I. INTRODUCCIÓN

Actualmente el Perú, como otros países en los cuales el sector minero se constituye como un elemento importante para la economía, se encuentra atravesando un proceso mediante el cual se busca encontrar una “minería verde”; es decir, una minería que tenga como pilar el optimizar e incrementar la eficiencia de diversos procesos de tratamiento de emisiones y residuos del mismo sector, para así lograr disminuir impactos perjudiciales en el ambiente, las comunidades en las cuales se encuentran estas empresas y los trabajadores de las mismas (Diario Gestión, 2022). Por ese motivo resulta relevante indagar cuáles son los procesos que incrementan el riesgo de contaminación del medio ambiente, así como las nuevas posibilidades de tratamiento para reducir el impacto ambiental de los mismos.

Es en ese contexto donde resulta de suma importancia comentar sobre cómo puede afectar el drenaje de ácido de mina [DAM] en el medio ambiente, el cual se produce ante reacciones químicas que producen hidrógeno y férrico, lo cual conlleva al incremento de la absorción de metales pesados y tiene como consecuencia que las aguas afectadas se caractericen por un nivel mayor de acidez (Shabalala & Ekolu, 2019). Siguiendo esta línea, las consecuencias del DAM pueden ser caracterizados de la siguiente manera (Garagorri y Vela, 2020): (1) en la fauna marina; incluye el crecimiento de peces y larvas, así como eleva la tasa de mortalidad de estos, (2) en las plantas y suelos; dañando estructuras que son construidas en los mismos hasta el daño de raíces y crecimiento de las plantas, y (3) en los seres humanos; mediante la ingesta de agua o animales contaminados.

Ahora, los tratamientos para esta problemática han sido divididos en dos tipos (Núñez, 2021). Por un lado, se encuentran los tratamientos activos, estos necesitan una progresiva y constante adición de reactivos químicos, así como brindar un mantenimiento y vigilancia a la maquinaria que se utiliza para mezclar estos reactivos con el agua. Por otro

lado, se encuentran los métodos pasivos, estos se caracterizan por emplear el flujo natural de agua y procedimientos químicos/biológicos para reducir las concentraciones de metales.

Dentro del segundo grupo, se encuentra el uso de roca caliza como un proceso novedoso para el tratamiento del DAM que permite que el agua ácida ascienda lo cual incrementa su potencial como neutralizador (Rivera et. al, 2020). Algunos ejemplos de procedimientos en los cuales se usa este elemento son: los sistemas anóxicos de caliza; logran aislar el contacto del oxígeno con la solución ácida al rellenar una zanja con roca caliza y pasar la solución ácida por gravedad, y los canales abiertos de caliza; en el cual se tiene un canal de mayor amplitud para obtener el tiempo suficiente y se lleve a cabo así la neutralización (López, 2016).

Es por lo mencionado anteriormente, así como la necesidad de realizar trabajos que cuenten con la rigurosidad esperada para contribuir a una literatura actualizada sobre la problemática y brindar un estado reciente de los alcances y limitaciones al emplear este tipo de procedimiento, que el presente estudio tiene como objetivo indagar sobre el efecto de la roca caliza en el tratamiento de DAM de la Relavera Quiulacocha en Cerro de Pasco.

## **1.1 Descripción y formulación del problema**

### ***1.1.1 Descripción del problema***

Durante la explotación de los recursos minerales se genera una alteración del estrato geológico, el cual deja expuesto en la superficie de la tierra ciertos minerales que son susceptibles a reaccionar bajo ciertas condiciones ambientales, siendo los más significativos el oxígeno y el agua. Debido a la reacción generada por los residuos mineros, tenemos una formación bastante peligrosa a tener en cuenta como son los DAM (Drenajes Ácidos de Mina), cuya generación se debe a la oxidación de los sulfuros, como por ejemplo la pirita ( $\text{FeS}_2$ ) que, al quedar expuesto a factores ambientales antes mencionados como el agua y

oxígeno, se produce su oxidación (Zevallos, 2016).

Cabe indicar que, como parte de la responsabilidad industrial minera, éstas tienen grandes responsabilidades y obligaciones con el medio ambiente, los recursos naturales y la población en especial, ya que presentan un riesgo en la salud de las personas, donde los medios de asimilación por inhalación e ingesta son las formas más peligrosas de ingreso al organismo, su efecto tóxico dependerá en gran parte de la especiación del metal y su nivel de concentración, puesto que puede provocar desde daños irreversibles en los órganos principales hasta el desarrollo de tipos de células cancerígenas (Reyes et al., 2016).

Los drenajes ácidos de roca son una de las principales fuentes de contaminación minera tanto para aguas subterráneas como superficiales, presentando un elevado riesgo de toxicidad para los diferentes ecosistemas terrestres que incluyen a la flora, fauna, y población en general debido a la presencia de elementos metálicos disueltos, además de presentar características de un pH bastante bajo, y una importante presencia de sólidos en suspensión (Aduvire, 2006).

Desde hace mucho tiempo se sabe que los drenajes Ácido de mina constituyen uno de los principales problemas ambientales a tener en consideración, en tal sentido se ha optado por buscar alternativas viables para su mejor tratamiento, el cual se ha incrementado en los últimos tiempos, con la finalidad de remover o eliminar los diferentes contaminantes. Dentro de los diferentes sistemas de tratamiento tenemos dos métodos generales, el primero basado en la aplicación de tratamientos activos, los cuales requieren necesariamente de una serie de técnicas y procesos que implica el uso de reactivos químicos, un constante control del sistema, uso de electricidad, entre otros insumos que implica la generación de costos (Jaramillo & Contreras, 2019), mientras que en el segundo de los casos a diferencia del primero considera un método pasivo, que no implica necesariamente el uso de reactivos

químicos, ni otro tipo de proceso físico o mecánico (Sánchez & Ferreira, 2012).

Dentro de los tratamientos pasivos los humedales artificiales vienen siendo utilizados en algunos países con un nivel industrializado más avanzado obteniéndose resultados bastante aceptables. Los “wetlands” por sus siglas en inglés, aparte de ser útiles en el tratamiento y purificación de los Drenajes Ácidos de Mina, también nos muestran un buen ambiente paisajístico y recreativo, aparte de servir como un hábitat de una variada fauna (Younger, 1998; Giosa et al., 2018). Por las experiencias demostradas en otros países, este tipo de sistema de tratamiento es una buena opción de ser utilizado en nuestro país para tratar el drenaje ácido de mina (Inga, 2011).

Los métodos de tratamiento pasivo para el tratamiento del Drenaje Ácido de Mina (DAM), han venido desarrollándose rápidamente desde una aplicación temprana (Kleinmann et al. 1983), y ahora se emplean aplicaciones de tratamiento pasivo en todo el mundo (Younger et al. 2002). Entre otros métodos o mecanismos, el tratamiento pasivo se basa comúnmente en la disolución de minerales, generalmente carbonato de calcio suministrado como piedra caliza, para generar una alcalinidad que neutralice el nivel ácido, lo que permite elevar el pH y precipitar los metales solubles disueltos en medio ácido.

En el presente trabajo de investigación se propone un método pasivo para el tratamiento del Drenaje Ácido de Mina, basado en el uso de roca caliza, quien presenta en su estructura carbonato de calcio como su principal componente, quien nos permitirá en base a sus propiedades particulares, alcanzar los objetivos propuestos.

### ***1.1.2 Formulación del Problema***

**1.1.2.1 Problema general.** ¿Cómo será la aplicación del método pasivo con roca caliza para el tratamiento de Drenaje Ácido de Mina de la relavera Quiulacocha en Cerro de Pasco, 2022?

### 1.1.2.2 Problemas específicos

- ¿Cuáles son las características fisicoquímicas de los Drenajes Ácidos de Mina de la relavera Quiulacocha en Cerro de Pasco?
- ¿Cuál de los sistemas propuestos con roca caliza presenta la mayor remoción de metales pesados y neutralización de pH para el tratamiento de Drenaje Ácido de Mina de la relavera Quiulacocha en Cerro de Pasco?
- ¿Cómo es la eficiencia del método pasivo con roca caliza para el tratamiento de Drenaje Ácido de Mina de la relavera Quiulacocha en Cerro de Pasco?

## 1.2 Antecedentes

### 1.2.1 Antecedentes Internacionales

Larraguibel (2020), en su investigación que desarrolló sobre: “*Optimización de tecnología das en laboratorio para retención de sulfato y metales de drenaje Ácido de minas andinos utilizando residuos agro-industriales ricos en  $\text{CaCO}_3$  y witherita ( $\text{BaCO}_3$ )*”, planteó como objetivo general: Probar la viabilidad de uso de materiales reactivos alternativos en el sistema de tratamiento pasivo DAS, empleando conchillas marinas en reemplazo de calcita y uso de witherita en reemplazo de periclasa desde un punto de vista mineralógico e hidroquímico. Dentro de la metodología empelada se plantea la implementación de un nuevo método de tratamiento pasivo, dicho tratamiento se llama DAS (Dispersed alkaline substrate/Sustrato alcalino disperso) el cual es una tecnología de remediación pasiva madura que ha demostrado muy altas prestaciones en el tratamiento de Drenajes Ácidos de Mina (AMD). El presente estudio mejora el uso de la witherita ( $\text{BaCO}_3$ ) como reactivo en tratamientos tipo DAS para inducir altas remociones de sulfato de agua en el contexto de la región andina AMD. También se probaron materiales de  $\text{CaCO}_3$  más sostenibles al uso actual de caliza. Se desarrollaron dos conjuntos de experimentos de

columna con varios caudales (1,5-5,4 L/día), acidez neta (202 y 404 mg/L de CaCO<sub>3</sub>) y reactivos (calcita, cáscaras de huevo, conchas y witherita). Las conchas marinas fueron validadas como sustitutos perfectos de la piedra caliza en etapas de CaCO<sub>3</sub>-DAS y malaquita, como una fase mineral activamente involucrada en la remoción de Cu en el agua, fue identificado por primera vez dentro de estas columnas. Las columnas BaCO<sub>3</sub>-DAS alcanzaron valores por debajo de 500 mg/L de sulfato a la salida del sistema hasta por 6 meses. Los resultados de remoción con Caliza mostraron un pH de 6.81, el Hierro y Aluminio como elementos trivalentes arrojaron valores de 0.125 y 0.03 mg/l respectivamente, mientras que con el Cobre, Zinc y Manganeso se obtuvieron concentraciones de 0.015, 0.99 y 7.24 mg/l respectivamente. De acuerdo a los cálculos de escalamiento de la presente investigación hacen posible la viabilidad de esta tecnología a escala real o de terreno, pero se recomiendan estrategias para reducir los costos de la witherita.

León (2018), en su investigación que desarrolló sobre: *“Aplicación del método de tratamiento pasivo Dispersed Alkaline Substrate (DAS), para la remoción de metales, contenidos en el drenaje ácido de mina Julcani, Perú”*, planteó como objetivo general: Probar la capacidad de tratamiento pasivo del sistema DAS, con sustratos DAS-Caliza y DAS- Magnésico, con AMD proveniente de la minera Julcani, Perú; para la remoción de metales, alcanzando niveles de calidad para agua según ECA de Perú. Dentro de la metodología empleada en esta investigación se aplica el método DAS (siglas en inglés, Dispersed Alkaline Sustrate), el cual considera tres factores para su operación; sustrato permeable, para facilitar la transferencia del flujo del agua en el sustrato reactivo; reactividad del medio, es decir que reaccione rápidamente al interactuar con el AMD durante un tiempo de residencia óptimo y específico de cada sistema; y su disponibilidad y bajo costo operativo con un mantenimiento poco frecuente. Este sistema ha sido desarrollado y



mejorado bajo investigaciones de 10 años, demostrando que son una opción eficiente para su aplicación a un AMD con características altas de acidez, metales y bajo pH. En la experimentación, se aplicó el AMD Julcani al sistema DAS, cuyas características eran de acidez >1000 mg/L como equivalente CaCO<sub>3</sub>, pH < 3, concentraciones medias de 425 mg/L de Fe, 140 mg/L de Mn, 10 mg/L de Al y 20 mg/L de Zn y metales trazas de 0.2-0.05 mg/L de Pb, Cd, Co y Ni. El sistema DAS está constituido por un tanque de suministro de AMD, columna DAS caliza, un decantador 1, columna DAS magnésico, un decantador 2, conectado en serie; la operación se desarrolló por 9 semanas. Obteniéndose como resultado a la salida del tanque 1 la eliminación del 21% de Fe total y ligera disminución del pH; en el DAS caliza, se registró la retención del Al (100%), Fe (III) al 98% y eliminación del 86% de acidez neta; en el DAS magnésico, se reportó la eliminación de Fe, Cu, Cd, Ni y Co al 100%, alcanzando características alcalinas (-40 mg/L equivalente de CaCO<sub>3</sub>); finalmente, el decantador 2, remueve el remanente de Zn y Pb, llegando a una media de 8.6 de pH. Concluyéndose que se alcanzó el objetivo de la experimentación, eliminando metales (exceptuando Mn, con eliminación al 99.8%) y acidez, alcanzando Estándares de Calidad Ambiental para aguas.

Caraballo et al. (2010), en su artículo científico que desarrollaron sobre: *“Tratamiento Pasivo de Aguas Ácidas de Mina: Evaluación de la Eficiencia de un Sistema a Escala Real en Mina Esperanza”*, dentro de la metodología empleada en esta investigación se tiene que el funcionamiento geoquímico del material reactivo DAS-Calizo empleado en el tratamiento (20 % v/v de arena caliza dispersada en una matriz inerte formada por un 80% v/v de virutas de madera de pino), y las fases minerales responsables de la remoción de metales en el interior del tanque reactivo pretenden mostrar el funcionamiento hidroquímico general del sistema así como la reducción de metales obtenida. El sistema de

Mina Esperanza está constituido por un tanque reactivo de 480m<sup>3</sup> de capacidad (15m x 8m x 4m), relleno con material reactivo tipo DAS Calizo al cual se le hace llegar el agua procedente de la bocamina mediante un canal abierto. Este tanque reactivo se encuentra conectado a su vez mediante canal abierto con una piscina decantadora (10mx3mx2m). Durante los 20 meses de funcionamiento se tomaron muestras bisemanales de agua en 6 puntos representativos del sistema, esta agua fue analizada mediante ICP-OES para determinar su contenido metálico. En estos mismos puntos de control se realizaron in situ medidas de diversos parámetros fisicoquímicos: pH, Eh, conductividad y oxígeno disuelto. Obteniéndose que el agua procedente de la bocamina posee un gran contenido metálico, así como un pH muy bajo (en torno a 2,5). Esta agua al discurrir a través del material reactivo y producir la disolución de caliza aumenta significativamente su pH a 6 en la salida del tanque reactivo y próximo a 6,5 en la salida del decantador. Estos cambios en el pH ocasionan una precipitación total del Al en el interior del material reactivo, así como la retirada por fenómenos de adsorción/coprecipitación de otros elementos tales como el Cd. En cuanto a la reducción de Fe puede observarse como se da durante todo el sistema, mostrando una especial eficiencia en la sección del tanque reactivo. Asociada a esta retirada de hierro son eliminados totalmente del agua otros contaminantes tóxicos como el A: es así como se logró una reducción relativa porcentual de metales del agua tratada que alcanzó el 100% para Al, As, Cu, Pb, Cd y V, 90-100% para Ti y Cr, 60% de Si, así como 30% para Fe en la salida de tanque reactivo y 40% en la salida del decantador, además de una eliminación de SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> del 15%, a pesar de no ser un sistema sulfato-reductor. Esta reducción de contaminantes implicó la remoción de 2,7 Tm de Al, 7,1 Tm de Fe, 6,9 Tm de SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, 0,6 Tm de Si, 0,3 Tm de Cu y 0,1 Tm de Zn, entre otros. Concluyéndose así que el sistema de tratamiento pasivo de aguas ácidas implementado en Mina Esperanza ha logrado alcanzar una elevada eficiencia en cuanto

a eliminación de contaminantes metálicos del agua, así como un óptimo funcionamiento hidráulico a lo largo de sus 20 meses de funcionamiento.

López et al. (2002), en su artículo científico que desarrollaron sobre: *“Mitigación de drenajes ácidos en minas subterráneas aplicando fangos artificiales, mina Orcopampa”*, donde indican que los tratamientos pasivos son procesos físico, químico y biológico que tiene lugar en los fangos naturales, en las que la reducción bacteriana de los sulfatos y la oxidación e hidrólisis catalizada por bacterias son las actividades más importantes. La aplicación práctica son los fangos aeróbicos y los fangos anaeróbicos artificiales, esta tecnología muestra resultados favorables en lo que se refiere a la reducción de metales disueltos, el aumento del pH y la disminución de sulfatos. Es así como se desarrolló en la unidad Orcopampa de la Cía Minas Buenaventura en la Quebrada Tintaymarca dicho procedimiento el cual constó de 2 fases: De laboratorio y la implementación en el terreno, se planteó como objetivo general reducir el grado de contaminación del drenaje Ácido, para lo que fue necesario la supresión de la acides, la precipitación de los metales pesados, la eliminación de los sólidos en suspensión y la disminución de sulfato. Dentro de la metodología se tiene que el efluente problema ingresa al fango anaeróbico donde hay bacterias del género Disulfo, que reducen el sulfato, esta reducción es un proceso que desencadena en forma natural, cuando hay ausencia de oxígeno y cuando existe abundante materia orgánica y sulfato. El sulfuro de hidrógeno ( $H_2S$ ) puede permanecer en el agua, puede escapar como gas, puede formar los diferentes sulfuros que son insolubles: El bicarbonato ( $HCO_3^-$ ) reacciona a su vez con cationes metálicos y forma carbonatos metálicos que también precipitan. Concluyéndose que el tratamiento pasivo aplicando fangos artificiales es eficiente pues logró disminuir la acidez y el contenido de los metales.

Cisneros (2017), en su investigación que desarrolló sobre: *“Propuesta Metodológica*

*de Tratamiento pasivo basado en sustrato alcalino disperso para la remediación ambiental de metales pesados provenientes de Drenaje Ácido de Mina*”, planteó como objetivo general: proponen como objetivo general: Proponer una metodología de tratamiento pasivo con el uso de cáscaras de huevo y óxido de magnesio de grado técnico como sustrato alcalino mediante la operación de un sistema de filtros tipo DAS para la remediación ambiental de metales pesados provenientes de drenajes ácidos de mina. Dentro de la metodología se propone un tratamiento pasivo empleando cáscaras de huevo y Óxido de magnesio de grado técnico como sustratos alcalinos, mediante la operación de un sistema de filtros tipo sustrato alcalino disperso DAS para la remediación ambiental de metales generados en un DAM. Se instaló dos columnas conectadas en serie y una piscina de decantación intermedia. El primer filtro es llamado DAS- Ca el cual presenta una composición de 25% (v/v) de cáscara de huevo y 75% (v/v) de viruta de madera, mientras que el segundo filtro llamado DAS-Mg presenta 12.5% (v/v) de óxido de magnesio de grado técnico y 87.5% (v/v) de virutas de madera. El caudal tratado fue de 1 Ñ/día, con un tiempo de retención de 8 días. Luego se caracterizó el DAM obteniendo para la conductividad 2.67 Us/cm, dureza total 12.20 mg/L, dureza cálcica 2.44 mg/L, pH 3.5, sulfatos 1.8900mg/L y sulfuros 848 ug/L; mientras que para los metales se obtuvo: Al<sup>+3</sup> 19.23 mg/L, Co<sup>+2</sup> 0.84 mg/L, Cu<sup>+2</sup> 7.35 mg/L, Fet 412.50 mg/L, Fe<sup>+3</sup> 180 mg/L, Fe<sup>+2</sup> 232.5 mg/L, Mn<sup>+2</sup> 10.45 mg/L, Ni<sup>+2</sup> 0.62 mg/L y Zn<sup>+2</sup> 20.5 mg/L. los resultados obtenidos en el efuente del DAS ayudó a determinar la eficiencia de remoción de metales, alcanzando 100% para Al<sup>+3</sup>, 98.8-98.7% de Co<sup>+2</sup>, 97.6-99.3% Cu<sup>+2</sup>, 99.8% para Fet, 99.6% para Fe<sup>+3</sup>, 99.9% para Fe<sup>+2</sup>, 93+94% para Mn<sup>+2</sup>, 97.8-100% para Ni<sup>+2</sup> y 90.6-99.8% para Zn<sup>+2</sup>. Concluyéndose que se obtuvo elevado porcentaje de remoción y se cumplió con los Límites Máximos Permisibles para descargar en cuerpo de agua.

Matilainen et al. (2005), en su artículo científico sobre: “*Comparison of the Efficiency of Aluminium and Ferric Sulphate in the Removal of Natural Organic Matter During Drinking Water Treatment Process*”, dentro de la metodología se procedió a estudiar la remoción de materia orgánica natural por coagulación en el tren de tratamiento de agua potable durante un período de 2 años. En medio del estudio, se modificó el proceso de coagulación/flotación iónica reemplazando el sulfato de aluminio por sulfato férrico. Al mismo tiempo, se mejoró la unidad de filtración agregando una unidad de filtro de arena antes de la filtración de carbón activado y cambiando nuevos carbones a los filtros de carbón activado. Un objetivo especial fue comparar la eficiencia de los coagulantes de aluminio y férrico en la eliminación de materia orgánica mediante varios métodos, incluida la cromatografía de exclusión por tamaños de alta resolución. Una comparación de la cantidad y las características de la materia orgánica en el agua tratada antes y después de la modificación del proceso de tratamiento proporcionó una idea del rendimiento del proceso. Aproximadamente el 95% de las sustancias orgánicas de alto peso molecular se eliminaron en el proceso con ambos agentes de coagulación. La mayor diferencia entre los coagulantes se presentó en la remoción de materia orgánica con masas molares de 1000-4000 g/ mol. Estos compuestos orgánicos de masa molar intermedia se eliminaron un 25% más eficientemente con el coagulante a base de hierro que con el que está a base de aluminio. El material de masa molar baja se eliminó mal independientemente del coagulante. En promedio, solo se eliminó el 10 % de esta fracción. De acuerdo con las diferentes técnicas de medición utilizadas en el estudio, la coagulación con sulfato férrico fue un 10 % más eficiente en la eliminación general de materia orgánica en comparación con la coagulación con sulfato de aluminio. La eliminación de la turbidez fue más eficiente con aluminio que con sulfato férrico. La turbidez incluso aumentó durante el invierno en la coagulación con

sulfato férrico, pero se eliminó la turbidez de manera efectiva en las filtraciones.

### ***1.2.2 Antecedentes Nacionales***

Lazarte et al. (2019) en su estudio sobre “*Uso de la cáscara de maracuyá (Pasiflora edulis) para la bioadsorción de metales pesados de cobre y zinc en aguas del río Chillón, Callao, 2019*”, plantearon como objetivo principal: Determinar la viabilidad de la cáscara de maracuyá (*Pasiflora edulis*) por bioadsorción para remover los metales pesados (cobre y zinc) en aguas del río Chillón, Callao, 2019. Dentro de la metodología empleada se tiene que la población del estudio constituye las aguas del río Chillón las cuales están contaminada por metales pesados de cobre y, partiendo con una muestra de 500ml, la cual se analizó en un laboratorio por la técnica de espectrofotometría. Se prepararon 4 muestras de agua para la absorción con el polvo de maracuyá a diferentes concentraciones (5g/L y 10g/L) y N° de mallas (250 $\mu$ m y 850 $\mu$ m). obteniendo como resultado una concentración inicial de 8.440 mg/L para el cobre y de 0,418 mg/L para el zinc y como concentraciones finales para las muestras de agua con cobre 7.399, 6.529, 4.1196 y 4.0357 mg/l, y para la muestra de agua con zinc fue de 0.3880, 0.2695, 0.0341 y 0.0237 mg/L. Concluyendo que el porcentaje de remoción final obtenido para el cobre es de 52.2 % utilizando 10 g/L de polvo de cascara de maracuyá con un tamaño de partícula de 850 $\mu$ m y para el zinc es 94.3 % con las mismas características.

Rodríguez (2019) en su investigación titulada “*Remoción de Metales Pesados presentes en el Drenaje Ácido de Minería y su impacto ambiental en la comunidad de la cuenca Porcón*” planteó como objetivo general: Determinar los métodos para la remoción de metales pesados presentes en el drenaje ácido de minería. Dentro de la metodología empleada en esta investigación se pretende tratar las aguas de efluentes mineros aplicando bioadsorbentes: Cáscara de semilla de Zapallo (la cual se activó con cloruro de Zinc a 600°C,

durante 2 horas en atmósfera de Nitrógeno, usando como activador químico HNO<sub>3</sub>, mejorando hasta el 35% la capacidad de eliminar residuos de Pb. 49 y desecho agroindustrial Hueso de aceituna (con una Humedad de 10% a temperatura ambiente, considerando la propiedad de absorción del carbón con respecto al número de yodo, activado con vapor de agua sobresaturado, carbonización y determinación de cenizas (400-600°C), 1 hora.) y realizando una caracterización fisicoquímica, así mismo se desarrolla la bioadsorción de metales pesados con ensayos tipo Batch y continuo, con los parámetros de pH ligeramente ácidos (5,4 y 6,9) y tiempo de retención hidráulica de 24 y 48 horas. Se determina por Espectrofotometría de Absorción Atómica. Se obtuvo como resultados de la caracterización de la muestra compuesta de agua en el laboratorio: para aceites y grasas 63 mg/l; sólidos sedimentables 15 mg/l; sólidos suspendidos totales 5481 mg/l; DQO 1130 mg/l; sólidos totales 5570 mg/l; Fe 145.6 mg/l; Mn 308.7 mg/l; Cd 0.2 mg/l; Pb 0.015 mg/l; As 0.5 mg/l; Sb 0.006 mg/l. Concluyéndose que las aguas de los ríos Grande y Porcón, están infectando negativamente a la comunidad de la Cuenca Porcón; La bioadsorción de la biomasa empleada es la mejor alternativa para remover los metales pesados a bajas concentraciones de las aguas de los ríos de la Cuenca Porcón.

Cordero y Pinedo (2021), en su investigación desarrollada sobre: *“Remoción de Plomo Usando un Prototipo de Biofiltro, Cascara de Naranja en Aguas del Rio Santa, Sector Chuquicara – Ancash, 2021”* plantearon como objetivo general: Determinar el porcentaje de remoción de plomo del agua del río Santa, sector Chuquicara, con el bio-filtro de cascara de naranja – Ancash. Dentro de la metodología empleada en esta investigación, se ha establecido indicar el porcentaje de remoción del plomo en aguas del río Santa desarrollando y empleando un prototipo de bio-filtro con adición de las cenizas de los residuos de cascara de naranja en cantidades de 3gr/L y 6 gr/L, En base a esto se realizó

diferentes ensayos como: El análisis Térmico Diferencial (ATD), Activación de la cascara de naranja, Florencia de Rayos X, Barrido de Metales y PH, con el fin de obtener una muestra optima con una gran eficiencia en la remoción de Pb para poder determinar y cumplir con lo establecidos por los ECA. Esta investigación se trabajó con el método de adsorción, el cual consta de diferentes propiedades químicas donde se empleó la ceniza de cascara de naranja directamente en contacto con el agua contaminada recogida del rio santa dentro del biofiltro, teniendo así comportamientos fisicoquímicos, la ceniza cascara de naranja brindo mayores cantidades de Óxido de Potasio, Óxido de Calcio, Óxido de Aluminio, Ácido Fosfórico, propiedades que fueron activadas a temperaturas sugeridas por el ensayo del ATD (410°C) y siendo activadas fueron establecidas por el ensayo de FRX. Concluyéndose que la muestra patrón del agua presenta 0,031 mg/l de Pb y en función a los parámetros físicos y químicos de las muestras de aguas tratadas usando las cenizas de cascara de naranja en cantidades de 3 gr/l se logró una reducción de plomo a 0.012 mg/l removiendo un 61,29% del metal pesado, mientras que empelando 6 gr/l se redujo en 0.009 removiendo en un 70,97 % del metal pesado alcanzando así una mayor remoción.

Castañeda (2017) en su investigación que realizó sobre, *“Influencia de Ph y concentración de cáscara de maracuyá en la adsorción de Plomo en un efluente minero de Llacuabamba –Pataz”* planteó como objetivo general: evaluar la influencia de pH y concentración de cáscara de maracuyá en la adsorción de plomo en el efluente minero. Dentre de la metodología empelada en esta investigación se analizó las muestras del efluente minero en un laboratorio, obteniendo como resultados que a un pH 3 se presentó mayor porcentaje de adsorción del Pb: 88.65 %. Mientras que para la concentración de cáscara de maracuyá los mejores resultados se obtuvieron 0.1g donde se tuvo como resultado un 88.65% de remoción. Concluyéndose que la influencia de pH y concentración de cascara



de maracuyá influyen de manera significativa en la adsorción de plomo del efluente minero, Llacuabamba.

Alayo y Loje (2017) en su estudio que realizado sobre “*Evaluación de la adsorción de cobre (II) con cáscara de huevo de las aguas de relave minero*”, plantearon usar  $H_2O_2$  como agente oxidante,  $Ca(OH)_2$  y NaOH para el tratamiento de drenaje ácido de mina como estrategia para la remoción de  $Mn^{+2}$  a un ph de 6 a 9. Dentro de la metodología empelada se procedió a estudiar la influencia de  $H_2O_2$  como agente oxidante en la remoción de  $Mn^{+2}$  de drenaje ácido de mina empleando  $Ca(OH)_2$  y NaOH como modificador de Ph. Los experimentos se realizaron con una velocidad de agitación de 800 rpm durante 5 min. Con un tiempo de sedimentación de 30 minutos. Obteniendo como resultados que el  $H_2O_2$  incrementa la remoción de  $Mn^{+2}$  para una concentración de 180 mg/l de  $H_2O_2$ , pero a concentraciones mayores la remoción disminuye. Concluyéndose que se logra una remoción de  $Mn^{+2}$  cercana al 100% utilizando  $H_2O_2$  para una concentración de 1.83 g/l de  $Ca(OH)_2$ , 1.85 g/l de NaOH y Ph 8.

Marmanillo (2019) en su investigación titulada “*Evaluación de la adsorción de cobre (II) con cáscara de huevo de las aguas de Relave Minero*”, planteó como objetivo general: Evaluar la granulometría de la cáscara de huevo y el tiempo de adsorción en la remoción del cobre (II) de las aguas del relave minero. Dentro de la metodología empelada se investigó la eliminación de Cu (II) presente en las aguas de relave minero antes de que se viertan en la laguna de Quiulacocha-Cerro de Pasco, empelando cáscaras de huevo. Las variables independientes a evaluar fueron el tiempo de adsorción a los siguientes niveles: 60 min, 90 min y 120 min y la granulometría del adsorbente a los siguientes niveles: 0,42 mm, 0,595 mm y 0,841 mm y la variable dependiente fue la concentración de Cu(II); se procedió a caracterizar la cáscara de huevo mediante la técnica de Espectroscopia Infrarroja por

Transformada de Fourier, técnica que permitió conocer los grupos funcionales presentes en la cáscara que lo hacen un buen adsorbente en la remoción de Cu, lo cuales fueron los grupos hidroxilo, aminas, amidas, ácidos carboxílicos y aldehídos además de compuestos carbonatados; la muestra de agua del relave minero fueron analizadas mediante la Espectrometría de emisión óptica de plasma acoplado inductivamente, dicho método cuantificó una concentración inicial de Cu(II) de 22,95 mg/L, al desarrollar las pruebas experimentales la concentración de Cu (II) bajo hasta 8,58 mg/L cuando el tiempo de mezcla fue de 60 minutos y el tamaño de las partículas de la cáscara de huevo fue de 0,595 mm, esta concentración bajo aún más hasta 1,03 mg/L cuando el tiempo de adsorción de la cáscara de huevo y el agua de relave minero fue de 90 minutos y la granulometría o tamaño de partículas de huevo fueron de 0,42 mm tamaño obtenido al utilizar un tamiz N° 40 por lo tanto a las condiciones de tiempo y granulometría mencionadas se alcanzó un máximo porcentaje de adsorción de Cu(II) de 95,51%.

### **1.3 Objetivos**

#### ***1.3.1 Objetivo General***

Aplicar un método pasivo a partir de roca caliza para el tratamiento de Drenajes Ácidos de Mina de la Relavera Quiulacocha en Cerro de Pasco, 2022.

#### ***1.3.2 Objetivos Específicos***

- Caracterizar los parámetros fisicoquímicos de los Drenajes Ácidos de Mina la Relavera Quiulacocha en Cerro de Pasco.
- Determinar las concentraciones finales de metales pesados y niveles de pH en los tres sistemas de tratamiento propuestos a partir de roca caliza en los Drenajes Ácidos de Mina de la Relavera Quiulacocha en Cerro de Pasco.
- Determinar la eficiencia final del método pasivo a partir de roca caliza

para el tratamiento de Drenaje Ácido de Mina de la relavera Quiulacocha en Cerro de Pasco.

#### **1.4 Justificación**

Desde el punto de vista ambiental, el tratamiento de aguas ácidas por medio de roca caliza es una alternativa de solución para los efluentes generados por procesos mineros, logrando una reducción o eliminación de metales y por ende presencia de residuos más estables. Así mismo se emplea un mineral que forma parte de nuestros recursos geológicos formados a partir de rocas sedimentarias cercanos al área de estudio, lo cual presenta una ventaja ambiental sobre otros sistemas convencionales, produciendo mejor calidad de agua para su clase reduciendo así el impacto ambiental que produciría el vertimiento de estos drenajes ácidos de mina a cursos de ríos aledaños a las unidades mineras.

Desde el punto de vista económico, es favorable gracias a sus costos bajos de inversión tanto en la fase de construcción, mantenimiento y consumo de energía frente a los tratamientos convencionales que requieren de una fuerte inversión y utilizan procesos mecanizados y agentes químicos para su tratamiento.

El estudio de aplicación por métodos pasivos para el tratamiento y depuración de aguas es un campo de especialización importante para las tecnologías ambientales, sobre todo si en ellos se utilizan materiales que la misma naturaleza nos proporciona, es así como esta investigación busca contribuir al conocimiento y comprensión de las capacidades existentes en los recursos naturales alternativos frente a los procesos convencionales de remoción de metales.

Otro problema que enfrentan las empresas mineras es el elevado costo operativo para el tratamiento de su drenaje ácido de mina a través de medios convencionales, los cuales muchas veces son ineficientes en la remoción de metales pesados hasta los niveles que

exigen los límites máximos permisibles. La información obtenida del estudio podrá ser de utilidad para empresarios del rubro minero, investigadores y trabajadores ligados con este sector minero metalúrgico.

Desde el punto de vista metodológico, la presente investigación desarrollará una metodología basada en humedales artificiales acondicionados a nivel de laboratorio con fines experimentales, donde se contará con diferentes tipos de materiales a base de roca caliza, materia orgánica, suelo franco y arena, a fin de encontrar las mayores eficiencias de remoción para cada sistema empleado.

## **1.5 Hipótesis**

### ***1.5.1 Hipótesis General***

La aplicación de un método pasivo a partir de la roca caliza permitirá mejorar el tratamiento de Drenajes Ácidos de Mina de la Relavera Quiulacocha en Cerro de Pasco, 2022.

### ***1.5.2 Hipótesis Específicas***

- Los niveles de los parámetros fisicoquímicos se encuentran fuera de los Límites Máximos Permisibles para los Drenajes Ácidos de Mina de la Relavera Quiulacocha en Cerro de Pasco, 2022.
- La elaboración de tres sistemas de tratamiento pasivos a partir de roca caliza permitirá encontrar la mejor remoción de metales y nivel de pH en los Drenajes Ácidos de Mina de la Relavera Quiulacocha en Cerro de Pasco.
- El acondicionamiento de tres sistemas de tratamiento pasivo a partir de roca caliza permitirá encontrar el de mayor eficiencia para el tratamiento de Drenaje Ácido de Mina de la relavera Quiulacocha en Cerro de Pasco.

## II. MARCO TEÓRICO

### 2.1 Bases teóricas sobre el tema de investigación

#### 2.1.1 Metales Pesados

Los metales pesados son aquellos elementos químicos que poseen una densidad igual o superior a 5 g/cm<sup>3</sup> en su forma elemental, o cuyo número atómico es superior a 20 (excluyendo a los metales alcalinos y alcalinotérreos). Su existencia en la corteza terrestre es menor a 0,1%, también se define como metales pesados a los metales cuyas densidades son 5 veces mayores a la del agua; como es el caso del Cd, Pb, y Hg. Dentro de las propiedades que poseen los metales, la que más destaca es que nunca se degradan; a diferencia de los contaminantes orgánicos que se degradan al exponerse a la luz solar o al calor, los metales persisten y no desaparecen. Los metales tienen muchas propiedades importantes para la salud humana (Soriano, 2018).

#### 2.1.2 Drenaje Ácido de Mina

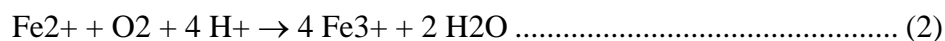
El DAM es un líquido conformado por sustancias ácidas sulfatadas, con un gran contenido de metales disueltos, producto de la oxidación biológica y química de minerales sulfurados y de la lixiviación de metales pesados agrupados. Las oxidaciones se dan de manera natural y son acelerados gracias a la exposición de la roca al agua y al oxígeno, además por la actividad catalizadora de ciertas bacterias (Núñez, 2021).

El DAM, es la generación de aguas de gran acidez, ricas en sulfatos, y con contenidos diversos en metales pesados, este drenaje se desarrolla a partir de la lixiviación de sulfuros metálicos y de la pirita presente en carbonos. Para lo cual existen dos fuentes principales: el mineral sulfurado “in situ” (causa no antropogénica), y las escombreras (mineral dumps).

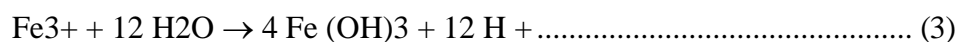
El DAM se genera por la oxidación e hidrólisis de los sulfuros, y en especial de la pirita, mediante la serie de reacciones:



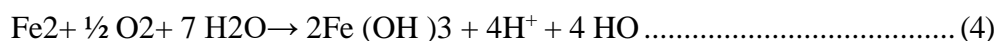
A su vez, los iones ferrosos ( $\text{Fe}^{2+}$ ) se oxidarán de la siguiente manera:



Los iones férricos se hidrolizan para formar hidróxido férrico:

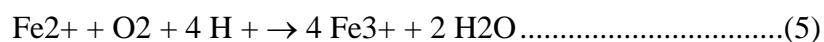


La suma de las reacciones (1), (2) y (3) conduce a la reacción:

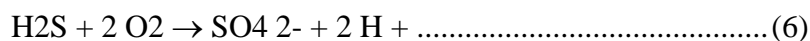


Este hidróxido es el precursor de una serie de minerales típicos del ambiente oxidativo de menas sulfuradas, y proporcionan a las escombreras y arroyos un color amarillento-rojizo. El mineral más común de este grupo denominado “limonitas” es la goethita,  $\text{FeO}(\text{OH})$ . Pese a que estas reacciones pueden dar a entender que suceden en condiciones puramente inorgánicas, el entorno biológico juega un papel decisivo. La bacteria *Thiobacillus ferrooxidans* es la responsable de la contaminación relacionada con el drenaje ácido generado en explotaciones mineras y mineralizaciones en general. Esta bacteria emplea la energía de la oxidación del  $\text{FeS}_2$  para realizar sus procesos metabólicos, de la misma forma que en los procesos de respiración otras bacterias aeróbicas, oxidan el carbono orgánico ( $\text{CH}_2\text{O}$ ).

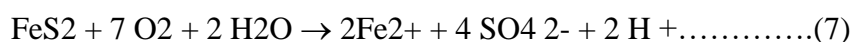
La etapa de oxidación ocurre espontáneamente a temperatura ambiente:

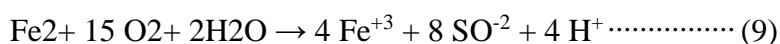
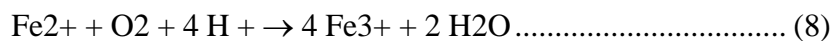


De esta manera, la bacteria cataliza reacciones del tipo:



Combinado estas reacciones (7) y (8) se obtiene la reacción global:





En otras palabras, la oxidación de la pirita produce sulfato de hierro (III) soluble,  $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$  y ácido sulfúrico  $\text{H}_2\text{SO}_4$  (Licapa, 2011).

### **2.1.3 Características de los Drenajes Ácidos de Mina**

El drenaje ácido de mina se caracteriza por:

- ✓ Si el pH del agua sube por encima de 5, igualmente se inhibe la oxidación.
- ✓ Si el pH del agua desciende por debajo de 4,5 debe esperarse que todo el sulfuro de hierro termine oxidándose.
- Si el pH desciende por debajo de 2,5 se establece un equilibrio en el que la actividad bacteriana se estabiliza, ya que habrá alcanzado su óptimo de desarrollo (la velocidad de reacción se habrá incrementado entre 10<sup>5</sup> y 10<sup>6</sup> veces respecto al mecanismo directo).
- Valores de pH por debajo
- Contienen gran cantidad de sólidos
- Alto contenido de metales (Fe, Al, Mn, Zn, Cu, Pb, Hg, Cd, Ni, etc.)
- Concentraciones elevadas de sulfatos (Soriano, 2018).

### **2.1.4 Métodos de Tratamiento de Drenaje ácido de Mina**

Los métodos de tratamiento se dividen en tres tipos:

**2.1.4.1 Métodos de Tratamiento Químico.** El método de tratamiento químico más utilizado es agregar cal a las aguas residuales para promover la oxidación del hierro ferroso en hierro férrico y producir hidróxidos o carbonatos metálicos (Aymara y Chávez, 2021).

**2.1.4.2 Métodos de Humedales Artificiales.** Los humedales artificiales han surgido como una opción viable para ayudar a resolver una amplia gama de problemas ambientales, y se han utilizado ampliamente para tratar los drenajes ácidos de mina (Aymara y Chávez, 2021).

**2.1.4.3 Métodos de Tratamiento Biológico.** Los procesos biológicos de reducción de sulfato están reemplazando cada vez más los procesos químicos en la biotecnología minera. Así mismo, las bacterias reductoras de sulfato se emplean para recuperar metales valiosos de drenajes ácidos de mina (DAM) gracias a la producción de sulfuros metálicos. Constantemente, el Fe es el metal de transición más abundante en DAM, y la eliminación de este es muy importante para la recuperación de otros metales. El hierro ferroso es inestable en la naturaleza; por lo general se oxida en hierro férrico y se elimina, pero con valores de pH inferiores a 4, la tasa de oxidación de hierro ferroso es muy lenta, y las bacterias oxidantes de hierro tienen un papel importante en la aceleración de la tasa de oxidación de hierro ferroso (Aymara y Chávez, 2021).

### ***2.1.5 Técnicas de Tratamiento de Drenaje Ácido de mina***

El principal problema que genera la minería es el drenaje ácido, para su tratamiento se pueden emplear dos grupos de técnicas: las activas y las pasivas.

**2.1.5.1 Las técnicas activas.** Son las técnicas que se basan en el procesamiento químico del DAM añadiendo reactivos neutralizantes: carbonato cálcico, hidróxido sódico, bicarbonato sódico o hidróxido amónico. Dichos reactivos llevan el pH a valores aceptables, y favorecen la precipitación de la mayor parte de los metales pesados que pueda contener el agua. Su principal problema es que suelen ser reactivos con un cierto costo, que no siempre pueden emplearse de forma extensiva, para neutralizar grandes volúmenes de DAM. En estos casos se aplican de forma local, más que nada como un depurador de las



aguas residuales de lavadero (Licapa,2015).

**2.1.5.2 Las técnicas pasivas.** Son aquellas que se emplean para el tratamiento de grandes volúmenes, y se basan en la puesta en contacto del DAM con “reactivos” naturales o con condiciones adecuadas para evitar el desarrollo del proceso. Estas técnicas pueden ser muy variadas.

**A. Lagunas o ciénagas aeróbicas** (aerobic wetlands), consiste en un humedal de suficiente extensión con flujo superficial horizontal. El sistema es especialmente eficiente en la reducción del contenido en hierro, pero el pH puede incrementar considerablemente debido a las reacciones de oxidación.

**B. Lagunas o ciénagas anaeróbicas** (compost or anaerobic wetland), son lagunas con una delgada lámina de agua sobre un sustrato rico en materia orgánica, que puede estar constituido por turba, u otros materiales orgánicos: compost usado de plantaciones de champiñones, virutas de madera, heno, etc., mezclado con un 10% de carbonato cálcico. Mediante este sustrato se genera el flujo de las aguas a depurar, generando la reducción de sulfatos, en aguas conteniendo oxígeno disuelto,  $Fe^{3+}$ ,  $Al^{3+}$ , y con acidez media o baja.

**C. Canales abiertos de caliza** (open limestone channels), forman la manera más sencilla de tratar el DAM, y pueden ser de dos tipos: canales recubiertos de caliza, en los cuales se hace pasar el agua a tratar, o simplemente añadiendo trozos de caliza a los canales de desagüe ya existentes; y el principal problema que pueden presentar es que los cantos de caliza se recubren de una lámina de óxidos e hidróxidos de hierro que los aíslan, reduciendo la efectividad del proceso a medio- largo plazo lo que hace necesario utilizar grandes cantidades de caliza. Es también importante la impermeabilización del fondo del canal, para evitar la infiltración del DAM.

**D. Pozos bifurcados** (diversion wells), es otra manera de tratamiento de DAM con

caliza, se realiza en un “pozo” con circulación forzada de agua donde se acumula la caliza. La turbulencia del régimen y la presencia de partículas finas y abrasivas dificulta la formación de revestimientos aislantes en la caliza.

**E. Drenaje anóxico en calizas** (anoxic limestone drains: ALD), consiste en un sistema para interceptar y neutralizar flujos subterráneos de DAM, evitando su contacto con el oxígeno atmosférico, lo que evita la oxidación de los metales, y por tanto, la formación de revestimientos de óxidos de Fe en la caliza

**F. Reactores de flujo vertical** (vertical flow reactors: VFR), consisten en celdas de tratamiento con una base de caliza y drenaje basal sobre la que se sitúa una capa de sustrato orgánico y una lámina de agua estática. El agua fluye verticalmente mediante el compost y la caliza, se recoge y descarga mediante un sistema de tuberías, el cual aumenta la alcalinidad mediante la disolución de caliza y la reducción bacteriana de sulfatos. Luego se requiere un tratamiento adicional, como puede ser en una laguna aeróbica, para la oxidación y precipitación de los metales pesados

**G. Proceso patentado “Pyrolusite”** (Pyrolusite Process), proceso que emplea organismos que utiliza organismos microbianos modificados genéticamente para eliminar Fe, Mn y Al del DAM, consiste en una capa somera de árido carbonatado (caliza) inundado con DAM. Luego de realizar una prueba de laboratorio para determinar las combinaciones de microorganismos más adecuadas, éstos se introducen en el lecho carbonatado inoculándolos en puntos concretos del mismo. Los microbios crecen en la superficie de los fragmentos carbonatados y oxidan los contaminantes metálicos, mientras que la reacción entre el DAM y la caliza neutraliza la solución (Licapa, 2015).

### **2.1.6 Humedales Artificiales**

Los sistemas diseñados para imitar las características y procesos (químicos, físicos y biológicos) de un humedal natural son comúnmente conocidos como “humedales artificiales” o “humedales construidos”. Los humedales artificiales son sistemas complejos en los que se producen interacciones entre el agua, planta, animales, microorganismos, energía solar, suelo y aire con la finalidad de mejorar la calidad del agua residual y promover un mejoramiento ambiental. Estudios acerca de los humedales artificiales y naturales, demuestran que pueden minimizar una gran cantidad de contaminantes del agua (nutrientes, metales, patógenos y otros productos químicos), Sólidos suspendidos y mejorar la DBO, lo cual se alcanza mediante una variedad de procesos que incluyen la sedimentación, filtración, metabolismo microbiano (aerobio y anaerobio), absorción de la planta y respiración. Los humedales artificiales funcionan gracias a 3 principios básicos: (a) La actividad bioquímica de los microorganismos, (b) Aporte de oxígeno a través de las plantas durante el día y (c) El apoyo físico de un lecho inerte que sirve como soporte para el enraizamiento de las plantas, además funciona como filtrante. Los humedales presentan 3 tres funciones básicas lo cual los hace eficientes para el tratamiento de aguas residuales: (1) Fijan físicamente los contaminantes a la superficie del suelo y la materia orgánica, (2) Utilizan y transforman los elementos por medio de los microorganismos y (3) Logran niveles de tratamiento consistentes con un bajo consumo de energía y poco mantenimiento (Licapa, 2015).

### ***2.1.7 Funciones de los Humedales Artificiales***

Las actividades humanas han dado y siguen dando origen a varios tipos de humedales de interés para algunas especies vegetales y animales. Las graveras y otro tipo de excavaciones abandonadas, restauradas y poco alteradas albergan distintos tipos de hábitats (Licapa, 2015).

**2.1.7.1 Procesos de Remoción Físicos.** Los humedales son capaces de proporcionar una gran eficiencia física en la remoción de contaminantes asociado con material particulado. El agua superficial se mueve muy lentamente a través de los humedales, gracias al flujo laminar característico y la resistencia proporcionada por las raíces y las plantas flotantes. La sedimentación de los sólidos suspendidos se promueve por la baja velocidad de flujo y por el hecho de que el flujo es con frecuencia laminar. Las esteras de plantas en humedales pueden servir como trampas de sedimentos, pero su rol primario es la remoción de sólidos suspendidos para limitar la resuspensión de material particulado. El desprendimiento de gas resulta a partir de gases como el oxígeno, a partir de la fotosíntesis del agua, metano y dióxido de carbono, producido por los microorganismos en el sedimento durante la descomposición de la materia orgánica (Licapa, 2015).

**2.1.7.2 Procesos de Remoción Químicos.** El proceso químico más importante de la remoción de suelos del humedal es la absorción, que da lugar a la retención a corto plazo o a la inmovilización a largo plazo de varias clases de contaminantes. La absorción está definida como la transferencia de los iones a partir de la fase de la solución (agua) a la fase sólida (suelo). La absorción incluye, además, los procesos de adsorción y precipitación. La adsorción menciona la unión de iones a las partículas del suelo o biomasa por el intercambio catiónico o absorción química. El intercambio catiónico implica la unión física de los cationes a la superficie de las partículas de la arcilla y la materia orgánica en el suelo. Muchos componentes de las aguas residuales y de escurrimiento existen como cationes, incluyendo el amonio ( $\text{NH}_4^+$ ) y la mayoría de las trazas de metales, tales como cobre ( $\text{Cu}^{+2}$ ). La capacidad de los suelos para la retención de cationes, expresada como capacidad de intercambio catiónico (CIC), aumenta gracias al incremento de contenido de la arcilla y de la materia orgánica (Licapa, 2015).

**2.1.7.3 Procesos de Remoción Biológicos.** La remoción biológica es quizá el camino más importante para la remoción de contaminantes en los humedales. Las plantas son los organismos más reconocidos para la remoción de contaminantes, también toman nutrientes esenciales para su metabolismo, tales como nitrato, amonio y fosfato, e incluso acumulan, considerablemente metales tóxicos como el Pb y el Cd. La velocidad de remoción de contaminantes por las plantas varía extensamente, dependiendo de la velocidad de crecimiento de la planta y de la concentración del contaminante en sus tejidos. Las bacterias y otros microorganismos en el suelo también proveen, captan y almacenan nutrientes a corto plazo, y algunos otros contaminantes (Licapa, 2015).

#### **2.1.8 Elementos de un Humedal Artificial:**

Los humedales artificiales consisten en el diseño correcto de una “cubeta” que posee agua, sustrato, vegetación emergente y otros componentes como los microorganismos e invertebrados acuáticos.

- ✓ **Agua:** Los sistemas de tratamiento construidos con humedales artificiales se emplean para el tratamiento de aguas residuales municipales, no obstante, se han aplicado para depurar aguas industriales, escorrentías de aguas agrícolas y de lluvia, lixiviados de vertederos, rebose de alcantarillados, combinados, drenajes de mina y aguas residuales domésticas en pequeños humedales tras tanques sépticos convencionales. La hidrología es el factor más importante del diseño en humedales artificiales por que conecta todas las funciones del humedal, ya que es por lo general el responsable del éxito o fracaso de este.
- ✓ **Sustrato, Sedimentos y Restos de Vegetación:** los sustratos en los humedales construidos incluyen suelo, arena, grava, roca. Algunos sedimentos y restos de vegetación se acumulan en el humedal gracias a la baja velocidad del agua y a la alta

productividad típica de estos sistemas. El sustrato, sedimentos y los restos de vegetación en estos sistemas son importantes ya que:

- Soportan a muchos de los organismos vivientes en el pantano.
- La permeabilidad del sustrato afecta el movimiento del agua a través del pantano.
- Muchas transformaciones químicas y biológicas (sobre todo microbianas) tienen lugar dentro del sustrato.
- El sustrato proporciona almacenamiento para muchos contaminantes.
- La acumulación de restos de vegetación aumenta la cantidad de materia orgánica en el pantano. La materia orgánica da lugar al intercambio de materia, la fijación de microorganismos y es una fuente de carbono, que es la fuente de energía para algunos de las más importantes reacciones biológicas en el pantano.
- **Vegetación** La selección de la vegetación para ser usada en un sistema de humedales debe considerar las características de la región donde se realiza el tratamiento. En los humedales construidos se han utilizado diversas plantas emergentes semejantes a las encontradas en los humedales naturales. Las plantas que con frecuencia se utilizan son: las espadañas o eneas (*Typha* spp.), la caña o junquillo (*Phragmites* spp.) y los juncos (*Juncus* spp., *Scirpus* spp. y *Carex* spp.). Las plantas emergentes, flotantes o sumergidas permiten que se establezca la película microbiana y por medio de las raíces inyectan aire al soporte y a la fase acuosa, esto origina dentro del humedal, secciones aerobias y otras anaerobias favoreciendo así la existencia de una mayor variedad de microorganismos. Las plantas emergentes contribuyen al tratamiento de DAM de diferentes maneras:

- Estabilizan el sustrato y limitan la canalización del flujo.
  - Dan lugar a velocidades casi nulas y permiten que los materiales suspendidos se depositen.
  - Toman el carbono, nutrientes y elementos de traza y los incorporan a los tejidos de la planta.
  - El tallo y los sistemas de la raíz dan lugar a sitios para la fijación de microorganismos.
  - Cuando mueren se deterioran y dan lugar a restos de vegetación favoreciendo la formación de la película microbiana.
- ✓ **Microorganismos**, una característica fundamental de los humedales es que sus funciones son principalmente reguladas por los microorganismos y su metabolismo. Los microorganismos incluyen bacterias, levaduras, hongos y protozoarios. La biomasa microbiana consume gran parte del carbono orgánico y muchos nutrientes. La actividad microbiana: Transforma un gran número de sustancias orgánicas e inorgánicas en sustancias inocuas, altera las condiciones del potencial redox del sustrato y la capacidad de proceso del humedal y está involucrada en el reciclaje de nutrientes. La comunidad microbiana de un humedal construido puede ser afectada por sustancias tóxicas como pesticidas y metales pesados, y debe tenerse cuidado para prevenir que tales sustancias se introduzcan en las cadenas tróficas en concentraciones perjudiciales. Según su nutrición, las bacterias de un humedal se clasifican en dos grandes grupos:
- a) **Bacterias Parasitarias**, son las que han tenido como huésped al hombre o a los animales, suelen ser patógenos y producen graves enfermedades (tifus, cólera, disentería, etc.) y en el tratamiento de las aguas servidas son uno de los

factores más importantes a tener en cuenta.

- b) **Bacterias Saprófitas**, se nutren de los sólidos orgánicos residuales y producen descomposiciones fundamentales en los procesos de depuración.

Según el Medio, se clasifica a las bacterias en:

- a) **Bacterias Aerobias**, son las que requieren oxígeno procedente del agua para su alimento y respiración. El oxígeno disuelto que les sirve de sustento es el oxígeno libre (molecular) del agua, y las descomposiciones y degradaciones que producen sobre la materia orgánica serán procesos aerobios; estos procesos se caracterizan por falta de malos olores.
- b) **Bacterias Anaerobias**, son aquellas que consumen oxígeno procedente de los sólidos orgánicos e inorgánicos y la presencia de oxígeno disuelto no les permite subsistir, los procesos que provocan son anaerobios y se caracterizan por la presencia de malos olores.
- c) **Bacterias Facultativas**, algunas bacterias aerobias o anaerobias pueden adaptarse al medio opuesto, es decir, los aerobios a medios sin oxígeno disuelto y los anaerobios a guas con oxígeno disuelto.
- d) **Bacterias Autótrofas**, son las bacterias que pueden sustentar su protoplasma a partir de sustancias minerales como anhídrido carbónico, sulfatos, fosfatos, carbonatos, nitratos, etc., usando la energía necesaria para su biosíntesis a partir de la luz (bacterias fotosintéticas) o a partir de ciertas reacciones químicas (bacterias quimiosintéticas)
- e) **Animales**. Los humedales artificiales proveen un hábitat, para una rica diversidad de invertebrados y vertebrados. Los animales invertebrados (insectos y gusanos) aportan al proceso de tratamiento, fragmentando el



detritus y consumiendo materia orgánica. Las larvas de muchos insectos acuáticos y consumen cantidades significantes de materia durante sus fases larvales. Los invertebrados también tienen varios papeles ecológicos; por ejemplo, las ninfas de las libélulas son rapaces importantes de las larvas de mosquitos, controlando así su proliferación. También atraen una gran cantidad de anfibios, pájaros y roedores cuando el humedal alcanza dimensiones mayores (Licapa, 2015).

### **2.1.9 Mecanismos y Rendimiento de la eliminación de contaminantes**

En un humedal artificial se desarrollan diversos mecanismos de remoción de contaminantes del agua residual y/o industrial. Un amplio rango de procesos biológicos, físicos y químicos tienen lugar, por lo tanto, la influencia e interacción de cada componente involucrado es bastante compleja.

**Tabla 1**

*Principales mecanismos de remoción y transformación de los contaminantes en humedales*

<b>Constituyentes del agua residual</b>	<b>Mecanismos de remoción</b>
Sólidos Suspendidos	Sedimentación/ Filtración
Materia Orgánica Biodegradable (DBO)	Degradación microbiana
	Sedimentación/ Filtración
Nitrógeno	Amonificación.
	Volatilización del amonio.
	Toma por la planta
Fósforo	Sorción en el suelo.
	Toma por la planta
Metales Pesados	Sedimentación
	Adsorción por la superficie de la planta y los detritos.
Patógenos	Sedimentación/ Filtración
	Muerte natural.
	Radiaciones ultravioleta.

*Nota.* Licapa, 20155.

### **2.1.10 Humedales Naturales**

Los humedales son medios semiterrestres con un gran porcentaje de humedad y una profusa vegetación, que poseen ciertas características biológicas, físicas y químicas, que les proporcionan un elevado potencial auto depurador. Los humedales naturales pueden alcanzar gran complejidad, con un mosaico de lámina de agua, vegetación sumergida, vegetación flotante, vegetación emergente y zonas con nivel freático más o menos cercano a la superficie.

Los humedales ocupan el espacio que existe entre los medios húmedos y los medios secos, presentan características de ambos, por lo que no pueden ser clasificados categóricamente como acuáticos ni terrestres (Licapa, 2015).

### ***2.1.11 Neutralización y Precipitación Química***

Son métodos muy comunes gracias a su bajo costo y facilidad de operación y mantenimiento, estos métodos van desde humedales construidos, canales anaeróbicos, estanques orgánicos y sistemas de producción alcalina incluso barreras reactivas con la finalidad de eliminar ácidos, precipitar minerales fuertes y eliminar la contaminación como sólidos persistentes, antimonio, arseniato entre otros. Por lo general, en estos sistemas, las bacterias se utilizan para catalizar reacciones y acelerar la formación de precipitados, así como utilizar materiales alcalinos para neutralizar la acidez (aumento del pH) (Vargas, 2022).

La precipitación es el mecanismo fundamental de remoción de metales en los humedales en la forma de sulfuros ( $\text{Co}^{+2}$ ,  $\text{Zn}^{+2}$ ,  $\text{Pb}^{+2}$ ,  $\text{Cd}^{+2}$ ,  $\text{Ni}^{+2}$ ,  $\text{Cu}^{+2}$ ,  $\text{Fe}^{+2}$ ), carbonatos ( $\text{Mn}^{+2}$ ,  $\text{Fe}^{+2}$ ) e hidróxidos ( $\text{Cr}^{+3}$ ,  $\text{Fe}^{+3}$ ,  $\text{Al}^{+3}$ ). Se tiene conocimiento que la solubilidad de los metales depende primordialmente del pH que tiene el agua, del potencial redox y del estado de oxidación. Además, se debe considerar que el pH presenta una gran importancia, ya que afecta la cinética o velocidad de los procesos de precipitación e hidrólisis, como también ocasiona gran influencia en la solubilidad de los hidróxidos, de los

sulfuros y de los carbonatos. Cuando las condiciones sulfato reductoras son establecidas, la precipitación de los sulfuros llega a ser el mecanismo predominante en la remoción anaeróbica de los metales del DAM. La precipitación de sulfuros es el mecanismo que se desea para la remoción de contaminantes, ya que los sulfuros son altamente insolubles y además son menos biodisponibles en comparación con otras especies que incorporan y agregan metales (Núñez, 2021).

**2.1.11.1 Tratamiento químico activo de drenajes ácidos.** Estos incluyen la adición de álcali, comúnmente cal viva, cal apagada, piedra caliza triturada, soda cáustica, carbonato de sodio o agua amoniacal para neutralizar ácidos y facilitar la precipitación del metal pesado. Los minerales precipitan como hidróxidos insolubles en un rango de pH 8,5 a 10. El Mn se convierte insoluble a pH 8,5. El Al precipita del agua a pH 5,5 pero se disuelve por encima de pH 8,5. Por estos motivos, se seleccionará el tratamiento químico eficiente en función al tipo de minerales y su concentración en el agua ácida. Los tratamientos químicos se realizan en 3 etapas: “neutralización, oxidación y precipitación”. Las principales reacciones que ocurren dependiendo del tipo de agente alcalino utilizado son:

**Primera: Neutralización del ácido con base Utilizando**



**Segunda: Oxidación del hierro ferroso o férrico**

Esto se hace extrayendo oxígeno moviendo el agua en el tanque. Esto puede cambiar el estado del hierro y hacerlo insoluble (Vargas, 2022).

**Tercera: Precipitación de los hidróxidos de hierro**

Los hidróxidos se forman por la reacción del sulfato férrico con los agentes alcalinos.

**Utilizando cal:**  $Fe_2(SO_4)_3 + 3CaCO_3 + 3H_2O = 2Fe(OH)_3 + 3CaSO_4 + 3CO_2$

La solubilidad de los iones de hierro disminuye y se acumula, aumentando el pH del agua, la precipitación de metales pesados se verá mejorada por la adición de varios compuestos químicos y polímeros. Soluble en agua y favorece la coagulación y la floculación (Vargas, 2022).

**2.1.11.2 Tratamiento de Aguas Ácidas con Cal.** La cal hidratada  $Ca(OH)_2$  se emplea generalmente y es útil para tratar aguas muy ácidas. Cuando se requiere retirar el hierro, se introduce en el propio proceso productivo la aireación que se necesita para realizar la oxidación del hierro ferroso ( $Fe^{+2}$ ) hasta convertirlo en hierro ( $Fe^{+3}$ ) y tener la más grande capacidad reductora. El lodo resultante contiene grandes cantidades de sulfato de calcio ( $CaSO_4$ ), que se puede bombear desde el sumidero a un tanque de almacenamiento o también, se puede dirigir el agua a un filtro prensa para procesar más cantidad de sólidos (Vargas, 2022).

**Tabla 2**

*Compuesto químico utilizado en el tratamiento neutralización - precipitación química de drenajes ácidos.*

Nombre	Nombre químico	Fórmula	Neutralización
Caliza	Carbonato de Calcio	$CaCO_3$	30%
Cal hidratada	Hidróxido de Calcio	$Ca(OH)_2$	90%
Cal viva	Óxido de Calcio	$CaO$	90%
Ceniza de soda	Carbonato de Sodio	$Na_2CO_3$	60%
Soda caustica	Hidróxido de Sodio	$NaOH$	100%
Amoniaco	Anhídrido de amoniaco	$NH_3$	100%

*Nota.* Vargas, 2022.

### **2.1.12 Filtración**

Los tratamientos de filtrado tienen como finalidad eliminar cualquier tipo de partícula suspendida que se encuentre presente en el agua, separando sólidos de líquidos. Existen diversos tipos de técnicas de filtración, así mismo hay diversos tipos de filtros, así tenemos los filtros rápidos por gravedad, horizontales, o a presión, o filtros lentos de arena. La filtración lenta en arena es, un proceso biológico, mientras que los otros tipos de filtración son procesos físicos. Los filtros rápidos por gravedad, horizontales y a presión pueden utilizarse para la filtración directa de agua bruta, sin tratamiento previo. Los filtros rápidos por gravedad y a presión se usan para filtrar aguas tratadas previamente mediante coagulación y sedimentación. También puede realizarse una filtración directa, en la que se agrega al agua un coagulante y, a continuación, ésta se hace pasar directamente por el filtro en el que se separa el flóculo precipitado (que contiene sustancias contaminantes). (Caminati y Caqui, 2013).

**2.1.12.1 Filtros de Arena.** La arena es un conjunto de partículas de rocas disgregadas, disueltas y dispersas en una superficie, su tamaño varía entre 0.063 y 2 mm es un mineral no metálico, inodoro, de granos finos hasta gruesos de forma irregular hasta semi redondo de colores diversos que pueden ser: blanco, beige y amarillo. La arena fina presenta un diámetro de 1 mm y 0.25 mm, es un material inerte, se emplea como filtro en tratamientos de efluentes, se encarga de hacer percolar el agua a través de la arena. La capacidad de frenado del filtro será mayor cuando el diámetro sea menor de sus granos y más largo sea el tiempo de permanencia de las partículas. El filtro de arena lento emplea procesos biológicos para limpiar el agua, pueden tratar el agua y reducir la presencia de microorganismos sin necesidad de productos químicos (Zambrano, 2020).

### **2.1.13 Depósito de Relaves Quilacocha**

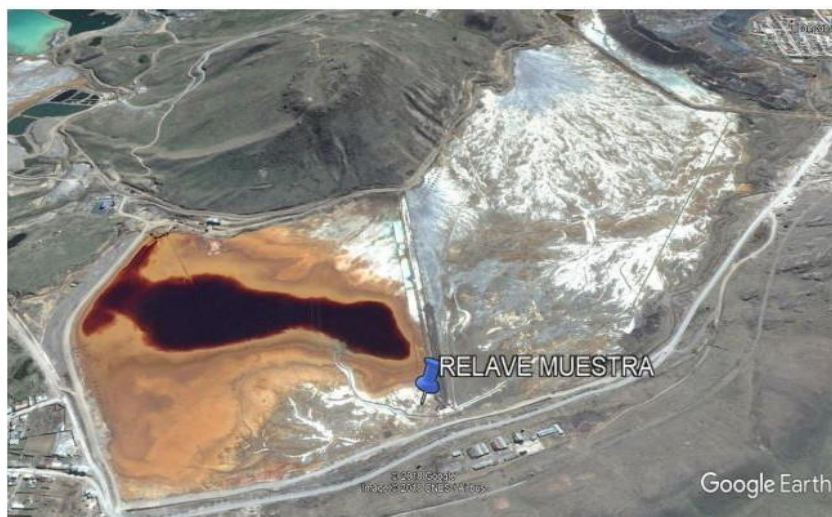
El depósito de relaves Quilacocha, es un pasivo ambiental minero PAM, ubicado

en las estribaciones occidentales de la cordillera central del Perú, a 5 Km al nor-oeste de la ciudad de Cerro de Pasco, entre los Centros Poblados de Quiulacocha, y Champamarca, distrito de Simón Bolívar, provincia de Pasco, Región Pasco, a 314 Km de Lima y a 129 km de la ciudad de la Oroya, a través de la carretera central toda asfaltada, a 5 km de la ciudad de Cerro de Pasco y a 4266 msnm. Latitud 8 820 000 N y Longitud 362 000 E., este depósito de relaves Quiulacocha cuenta con aprox. con 70 millones de toneladas de relave, en un área de 115 hectáreas constituidos por sulfuros, As, óxidos de hierro, Pb y otros productos de operaciones mineras de las empresas Cerro de Pasco Cooper Corporation y Centromin Perú S.A. este depósito se formó gracias a los residuos minerales procesados por minas a cielo abierto y subterráneas en Cerro de Pasco desde el año 1630, los cuales se fueron almacenados en Quiulacocha desde principios de 1900 (Carhuaz, 2022).

Los relaves se componen de pirita y otros sulfuros que son potencialmente generadores de aguas ácidas. Actualmente es posible notar la presencia de aguas ácidas de una coloración marrón rojiza, típico de la oxidación de la pirita a hierro férrico, incluso aguas abajo se pueden apreciar que el agua ácida se ha descargado durante casi un siglo sin ningún tipo de tratamiento en el río San Juan. El agua del depósito de relave arroja un PH menor a 3 (muy ácida), toda vez que cuenta con concentraciones de sulfato y metales tóxicos como cobre, plomo, zinc, hierro, manganeso y otros. Incluso, estas aguas ácidas han venido afectando al Lago Junín y al río Mantaro. Los relaves de Quiulacocha son generadores de acidez los cuales están compuestos por materiales limoarcillosos-piritosos con porcentajes de finos mayor a 93. El depósito tiene una profundidad que varía de 3,5 m y 15 m aproximadamente. Entre 3.5 m a 6 m de profundidad del relave está ligeramente consolidado y en estado suelto; entre 6 m y 12 m está ligeramente consolidado y entre 12 m y 15 m, está consolidado y en estado compacto (Ledesma, 2018).

## Figura 1

### *Ubicación de la Relavera Quiulacocha*



*Nota.* Imagen tomada de Google Earth.

#### **2.1.14 Remoción de Metales Pesados**

Los metales pesados como el Cd, Cr, Cu y Pb se encuentran en las aguas residuales, como resultado de diversos procesos industriales y por la toxicidad que pueden ocasionar sus concentraciones deben reducirse a niveles bajos antes de ser descargados. La mayoría de los tratamientos de aguas remueven grandes cantidades de metales pesados, los cuales no se degradan, sino que se transforman o se remueven del medio. Existen variedad de métodos para la remoción de metales pesados en los efluentes como: Biosorción, adsorción, electrodiálisis, intercambio iónico y ultrafiltración-, siendo éstos sólo algunos de los procesos que se emplean para la remoción o recuperación de elevadas concentraciones de metales pesados en efluentes y por lo general son procedimientos económicamente elevados (Kuyucak, 1990).

Los métodos fisicoquímicos, como: precipitación química, intercambio iónico, oxidación o reducción, tratamientos electroquímicos y filtración son empleados en la remoción de metales pesados de las descargas de diversos desechos industriales. La

precipitación química se emplea como un modelo de tratamiento para extraer metales pesados a partir de soluciones acuosas en casi un 75% de las industrias de galvanoplastia. La precipitación de metales a partir de agua contaminada significa convertir las sales solubles de los metales pesados en sales insolubles que tienden a precipitar. Los métodos físicos, como es la sedimentación y/o filtración, son aplicados para la remoción del precipitado del agua tratada. Este proceso necesita: que el pH se regule, se adicione un precipitante químico y floculación. Los métodos más utilizados de precipitación química en las industrias son la precipitación de sulfuros, hidróxidos y de borohidruros de sodio. Estos métodos son muy accesibles, baratos y muy útiles para la remoción de metales pesados en concentraciones elevadas. Pero también pueden ser inadecuados si se requiere tratar aguas de desecho con concentraciones bajas de metal. La mayoría de los lodos con compuestos tóxicos que resultan de este proceso es la primordial desventaja.

Otro método tradicional que se emplea para la remoción de metales pesados de soluciones acuosas es la adsorción, este proceso comprende la separación de una sustancia que está en fase fluida, en la superficie de un adsorbente sólido. El carbón activado granular, es el adsorbente más utilizado, el cual se basa en una forma amorfa de carbón que ha sido tratado con la finalidad de aumentar el área superficial. Los procesos de adsorción son inestables, y producen un método parcialmente simple en cuanto a la remoción de contaminantes o impurezas de líquidos o gases. Los adsorbentes más utilizados a nivel industrial son: carbón activado, gel de sílice, alúmina, y aquellos que tengan una estructura superficial porosa y por ende, una considerable área superficial. La biosorción cumple ciertos requisitos para emplear materiales naturales y residuos industriales, con diversos rendimientos que pueden compararse con el competidor comercial más importante: las resinas sintéticas de intercambio iónico (Dávila, 2012).



### **2.1.15 Aguas ácidas de Mina**

Las aguas ácidas de minería se originan mediante la oxidación química y biológica de la pirita. Este fenómeno se produce cuando las rocas conteniendo dichos sulfuros entran en contacto con aire o agua (Carhuaz, 2022).

### **2.1.16 Concentración**

Se denomina concentración de una sustancia, elemento o compuesto en un líquido, la relación existente entre su peso y el volumen del líquido que lo contiene (Licapa, 2015).

### **2.1.17 Drenaje ácido de mina**

DAM es el agua contaminada producida de la explotación minera, ya sea superficial o profunda, generalmente con gran acidez, rica en sulfato y con niveles altos de metales pesados, principalmente Fe, Mn y Al, gracias a alta cantidad de hierro oxidado, el DAM es a menudorojizo coloreado (Licapa, 2015).

### **2.1.18 Metales**

Son los elementos puros que se caracterizan por ser buenos conductores del calor y la electricidad, poseen alta densidad y son sólidos a temperatura ambiente y sus sales forman iones electropositivos (cationes) en disolución (Licapa, 2015).

### **2.1.19 Neutralización**

Es el fenómeno que se presenta al reaccionar un ácido con una base en solución acuosa. Los iones hidrónio del ácido y los iones oxidrilo de la base, se combinan para formar agua y una sal (Soriano, 2018). El proceso de neutralización de las aguas ácidas mediante la adición de sustancias alcalinas es el que actualmente se lleva a cabo en la mayoría de las minas que generan efluentes o drenaje de este tipo (Carhuaz, 2022).

### **2.1.20 pH**

Es la medida de la acidez del agua, expresada por una escala entre 1 y 14, de

forma que el valor 1 indica condiciones de máxima acidez, y 14 de alcalinidad extrema.<sup>32</sup> El valor de 7 indica la neutralidad y es el más deseable (Licapa, 2015).

### **2.1.21 Relaves Mineros**

Son aquellos residuos, mezclas de mineral molido con agua y otros compuestos, que queda como resultado de haber extraído los minerales sulfurados en el proceso de flotación (Carhuaz, 2022).

### **2.1.22 Remoción**

Es el término que describe que las concentraciones totales de metales son disminuidas del agua mediante procesos biológicos, químicos y físicos (Licapa, 2015).

## **2.2 Marco Legal Ambiental**

- ***La Constitución Política del Perú – Título III, Capítulo II: Del Ambiente y los Recursos Naturales.*** La Constitución Política del Perú de 1993, en su artículo 2°, inciso 22, establece que “Toda persona tiene derecho a la paz, la tranquilidad, al disfrute del tiempo libre y al descanso, así como a gozar de un ambiente equilibrado y adecuado para el desarrollo de su vida”. Asimismo, los artículos 66°, 67°, 68° y 69° establecen que los recursos naturales, renovables y no renovables son patrimonio de la Nación, siendo el Estado el promotor del uso sostenible de éstos.
- ***La Ley General del Ambiente, Ley N° 28611,*** el estado promueve el tratamiento de las aguas residuales con fines de reutilización considerando como premisa la obtención de la calidad necesaria de reúso sin afectar la salud humana, el ambiente o las actividades en las que se reutilizan. Además, regula los vertimientos autorizándolos, siempre y cuando el cuerpo receptor lo permita.
- ***Ley N° 29338. Ley de Recursos Hídricos*** Deroga el Decreto Legislativo Nro. 17752 – Ley General de Aguas. Regula el uso y gestión de los recursos hídricos.

Comprende el agua superficial, subterránea, continental y los bienes asociados a esta (MINAM, 2009). Los capítulos VI y VII de la Ley de Recursos Hídricos regula el vertimiento y reúso de las aguas residuales tratadas estableciendo entre otros aspectos:

- Define a la Autoridad Nacional del Agua como responsable del control de los vertimientos y reúso autorizados.
  - Define las condiciones y procedimientos para la autorización del vertimiento y reúso de las aguas residuales tratadas.
  - Prohíbe el vertimiento o reúso del agua residual sin tratamiento.
  - Autorizar el vertimiento del efluente de la PTAR a un cuerpo natural, estableciendo el cumplimiento de los LMP y de los ECA en el cuerpo de agua.
  - La obligación de instalar sistemas de medición del caudal del efluente en las PTAR.
- ***Reglamento de la Ley de Recursos Hídricos***, Deroga indica que la protección del agua tiene como fin la prevención y deterioro de su calidad; proteger y mejorar el estado de los cuerpos naturales y los ecosistemas acuáticos; implantar medidas; específicas para eliminar o minimizar progresivamente las causas que generan su contaminación y degradación.
- ***Decreto Supremo N° 004-2017-MINAM. Aprueban Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para Agua y establecen Disposiciones Complementarias.*** Compila las disposiciones aprobadas mediante el Decreto Supremo N°002-2008-MINAM, el Decreto Supremo N°023-2009-MINAM y el Decreto Supremo N°015-2015-MINAM, que aprueban los Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para agua,

quedando sujetos a lo establecido en el presente Decreto Supremo y el Anexo que forma parte integrante del mismo. Las categorías establecidas para los estándares de calidad ambiental para agua son:

- ✓ Categoría 1: Poblacional y Recreacional.
  - ✓ Categoría 2: Extracción, cultivo y otras actividades marino-costeras continentales.
  - ✓ Categoría 3: Riego de vegetales y bebida de animales.
  - ✓ Categoría 4: Conservación del ambiente acuático.
- ***Decreto Supremo N° 003-2010-MINAM. Aprueban Límite Máximo Permissible LMP*** Para los efluentes de Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales Domésticas o Municipales (PTAR), para el sector Vivienda, con la finalidad de controlar excesos en los niveles de concentración de sustancias físicas, químicas y biológicas presentes en efluentes o emisiones, para evitar daños a la salud y al ambiente.
- ***D.S. 010-2010-MINAM Límites Máximos Permisibles para Descarga de Efluentes Líquidos de Actividades Minero – Metalúrgicas***, en la cual se establece valores como límites permisibles para las descargas de la actividad minero – metalúrgico siendo estos los siguientes:

**Tabla 3***LMP para descargas de efluentes de actividad minero metalúrgico*

PARÁMETRO	UNID	LÍMITE EN CUALQUIER MOMENTO	LÍMITE PARA EL PROMEDIO ANUAL
pH	-	6 – 9	6 – 9
Sólidos Totales en Suspensión.	mg/L	50	25
Aceites y Grasas	mg/L	20	16
Cloruro Total	mg/L	1	0.8
Arsénico Total	mg/L	0.1	0.08
Cadmio Total	mg/L	0.05	0.04
Cromo Hexavalente	mg/L	0.1	0.08
Cobre Total	mg/L	0.5	0.4
Hierro (Disuelto)	mg/L	2	1.6
Plomo Total	mg/L	0.2	0.16
Mercurio Total	mg/L	0.002	0.0016
Zinc Total	mg/L	1.5	1.2

*Nota.* De D.S. 010-2010-MINAM.

- ***La Constitución Política del Perú – Título III, Capítulo II: Del Ambiente y los Recursos Naturales.*** La Constitución Política del Perú de 1993, en su artículo 2º, inciso 22, establece que “Toda persona tiene derecho a la paz, la tranquilidad, al disfrute del tiempo libre y al descanso, así como a gozar de un ambiente equilibrado y adecuado para el desarrollo de su vida”. Asimismo, los artículos 66º, 67º, 68º y 69º establecen que el Estado es soberano en el aprovechamiento de los recursos naturales, renovables y no renovables (patrimonio de la Nación), y de promover el uso sostenible de éstos.
- ***Decreto Legislativo N°635, Código Penal del año 1991;*** En el título XIII sobre delitos ambientales, señala las penas privativas de libertad a las personas que descarguen, comercialicen o viertan desechos industriales o domésticos en zonas no

autorizados, con mayor sanción si el causante es funcionario o servidor público.

➤ ***Ley General de Salud N° 26842, del año 1997.*** Se reconoce la responsabilidad del Estado frente al cuidado de la salud del ambiente. Así tenemos en el Artículo N° 96 del capítulo IV, se alude que para la disposición de sustancias y productos peligrosos deben tomarse todas las medidas y precauciones necesarias para evitar daños a la salud y el ambiente. De igual modo, los artículos 99, 104 y 107 del Capítulo VIII, indican sobre los desechos y responsabilidades de las personas naturales o jurídicas, a no realizar descargas de compuestos o sustancias contaminantes al aire, agua o suelo.

➤ ***La Ley General del Ambiente, Ley N° 28611,*** Conforme al Artículo 1. Toda persona tiene el derecho irrenunciable a vivir en un ambiente saludable, equilibrado y adecuado para el pleno desarrollo de la vida, y tiene el deber de contribuir a una efectiva gestión ambiental y de proteger el ambiente. Así como a sus componentes, asegurando particularmente la salud de las personas en forma individual y colectiva, la conservación de la diversidad biológica, el aprovechamiento sostenible de los recursos naturales y desarrollo sostenible del país.

En el Artículo 9, indica que la Política Nacional del Ambiente tiene como objetivo mejorar la calidad de vida de las personas y garantizar la permanencia de ecosistemas saludables, viables y funcionales a largo plazo; y el desarrollo sustentable del país, mediante la preservación, cuidado y recuperación del ambiente y sus componentes, la conservación y el aprovechamiento racional y sostenible de los recursos naturales, de una forma responsable y congruente con el respeto a los derechos elementales de la persona.

En su Artículo 31, con respecto al Estándar de Calidad Ambiental, lo define como:

la medida que establece el nivel de concentración o del grado de elementos, sustancias o parámetros físicos, químicos y biológicos, presentes en el aire, agua o suelo, en su condición de cuerpo receptor, que no representa riesgo significativo para la salud de las personas ni al ambiente.

Acorde al Artículo 114. Indica que el acceso al agua para consumo humano es un derecho de la población, y que le concierne al Estado asegurar la vigilancia y protección de aguas que se utilizan para abastecimiento de la población, sin perjuicio de las responsabilidades que correspondan a los particulares. En caso de escasez del recurso hídrico, el Estado asegura el uso preferente del agua para abastecimiento de las necesidades poblacionales, frente a otros usos.

Acorde al Artículo 120. Establece que el Estado, tiene el deber de la protección de la calidad del recurso hídrico del país. De manera que, el Estado promueve el tratamiento de las aguas residuales con fines de su reúso, teniendo en cuenta como antecedente la obtención de la calidad necesaria para su reutilización, sin afectar la salud humana, el ambiente o las actividades en las que se reutilizaran.

- **Ley N° 29338. Ley de Recursos Hídricos, del 31 de marzo de 2009**, esta ley tiene por finalidad normal el uso y gestión integrada del agua, la intervención del Estado y los privados en dicha gestión, basándose en los principios de valoración del agua, priorizar el acceso al agua, participación de los ciudadanos y cultura del agua, seguridad jurídica, el respeto de los usos de agua por las comunidades campesinas y nativas, sustentabilidad, descentralización, prevención, eficiencia, gestión integrada y tutela jurídica; en este sentido, se ha creado el Sistema Nacional de Gestión de los Recursos Hídricos, siendo la Autoridad Nacional del Agua el ente rector y la máxima autoridad técnico normativa la cual está integrada por el Consejo Directivo,

Jefatura, Tribunal de Resolución de Controversias Hídricas, Órganos Desconcentrados denominados Autoridades Administrativas del Agua y Administradores Locales del Agua; y Órganos de Apoyo.

Para el uso del agua y su vertimiento se ha establecido una retribución económica cuyas tarifas están de acuerdo al uso de infraestructuras hidráulicas mayores y menores, por el servicio de monitoreo y por la gestión de las aguas subterráneas. La presente ley invalidó el Decreto Ley N° 17752, Ley General de Aguas y su reglamento el Decreto Supremo N° 261-69-AP.

- ***Reglamento de la Ley de Recursos Hídricos, D.S. N° 001-2010 – AG.*** En su Artículo 103, menciona que la protección del agua tiene como propósito la prevención del deterioro de su calidad; proteger y mejorar el estado de los cuerpos naturales y los ecosistemas acuáticos; establecer medidas específicas para eliminar o minimizar gradualmente las causas que generan su contaminación y degradación.
- ***D.L N° 1083-2008-ANA.*** El presente decreto legislativo establece el marco normativo para promover el aprovechamiento eficaz y la conservación de los recursos hídricos, impulsando el desarrollo de una cultura de uso responsable entre todos los usuarios y operadores de infraestructura hidráulica, pública o privada. La Autoridad Nacional del Agua, establece los parámetros de eficiencia para el aprovechamiento de los recursos hídricos, los cuales establecen obligaciones máximas y mínimos aplicables a cada tipo y forma de uso del recurso. Los incentivos institucionales que promueve la Autoridad Nacional del Agua son cursos de buenas prácticas, pasantías, premios, divulgación de experiencias exitosas e impulso del uso de equipos y tecnologías innovadoras. Para los usuarios y operadores que vulneren con los parámetros de eficiencia tendrán que



presentar un Plan de Adecuación para el uso eficiente de los recursos hídricos hasta cumplir en un tiempo no mayor de 5 años con los parámetros solicitados.

### III. MÉTODO

#### 3.1 Tipo de investigación

La presente investigación que se desarrolló fue de tipo aplicada; ya que, la misma buscó generar nuevos conocimientos, a partir de una información básica ya conocida, el cual nos permita al final resolver un problema. El diseño metodológico desde un enfoque cuantitativo fue experimental, y dentro de la subclasificación se encontró en el grupo de los experimentales puros, debido a su grado de manipulación de la variable independiente, puesto que se manipuló intencionalmente una de las variables, es decir la variable independiente (VI), para alcanzar una finalidad sobre la variable dependiente (VD).

#### 3.2 Ámbito temporal y espacial

##### 3.2.1 *Ámbito temporal*

El desarrollo del presente plan de tesis se inició con la búsqueda de referencias bibliográficas en mayo del 2022, para lo cual se consideraron investigaciones comprendidas entre los años 2002 y 2021. El desarrollo experimental se programó para ser llevado a cabo entre agosto y setiembre del 2022; con una redacción final del trabajo de investigación para octubre del 2022.

##### 3.2.2 *Ámbito espacial*

El ámbito espacial correspondió a dos lugares específicos, el primero correspondió a la identificación del lugar donde fue tomada la muestra de campo y selección de la unidad experimental, que se realizó en base a un monitoreo en la Relavera Quiulacocha Distrito de Simón Bolívar, Provincia y Región de Pasco, cuyas coordenadas geográficas fueron: UTM WGS84 8 816 500 N – 8 818 500 N y 359 000 E – 361 000 E. La determinación de los parámetros del Drenaje ácido de Mina, se realizaron en el laboratorio LAGEMA- FIGAE del Anexo 07 de la Universidad Nacional Federico Villarreal, con coordenadas geográficas

277097 E y 8 667 468 N.

### **3.3 Variables**

#### **3.3.1 *Variable Independiente***

Método pasivo con roca caliza.

#### **3.3.2 *Variable Dependiente***

Tratamiento de Drenaje Ácido de Mina.

**Tabla 4***Operacionalización de Variables de Investigación*

Variables	Definición Conceptual	Definición Operacional	Dimensiones	Indicadores	Escala
<b>V.I</b> Método pasivo con roca caliza.	El tratamiento pasivo es una técnica reconocida para la restauración de actividades mineras cerradas o abandonadas ya que permite la reutilización de materiales residuales y requiere bajo mantenimiento y uso de energía Jouini, M., Neculita, C. y Mostafa, T. (2020)	El diseño de los tres estanques para el acondicionamiento de la roca caliza será evaluado en relación con las dimensiones: largo, ancho y altura, con la finalidad de estandarizarlos y colocar posteriormente los volúmenes correspondientes de roca caliza para cada estanque en particular y ver su eficiencia en el tiempo.	<b>DISEÑOS DE ESTANQUES</b>	Volumen	L
				Dimensiones	HxLxA
				Flujo	L/min
			<b>ROCA CALIZA</b>	Volumen	m <sup>3</sup>
				Tamaño del material	cm <sup>3</sup>
				Peso	Kg
				Cantidad	%
<b>V.D</b> Tratamiento de Drenaje Ácido de Mina	La adición de Cal al agua libera iones de tipo oxidrilo en la solución aumentando el pH de esta, en consecuencia, los metales disueltos tienden a precipitar, así por ejemplo, un proceso de LDS opera en niveles de 8.8 a 9 a fin de lograr la total remoción de los iones metálicos (Aduvire, 2006).	El tratamiento del Drenaje Ácido de Mina será evaluado en relación con sus parámetros fisicoquímicos como Temperatura, Conductividad Eléctrica, pH y la concentración de Metales Pesados cuyo indicador será medido a través del porcentaje de eficiencia.	<b>PARAMETROS FISICOS</b>	Temperatura	°C
				Conductividad Eléctrica	uS/cm
				Potencial de hidrógenos	Unidad de pH
			<b>PARAMETROS QUIMICOS</b>	Metales Pesados (Pb, Cd, Fe, Zn y Cu)	mg/l
				Tiempo	%
				Eficiencia	%

### **3.4 Población y muestra**

#### **3.4.1 Población**

La población de nuestro trabajo de investigación correspondió al volumen total de Drenaje Ácido de Mina depositado en la Relavera Quiulacocha del Distrito de Simón Bolívar en Cerro de Pasco.

#### **3.4.2 Muestra**

La muestra considerada para el trabajo de investigación fue de 90 litros de Drenaje Ácido de Mina procedente de la relavera Quiulacocha en Cerro de Pasco, la misma que será dividido en tres depósitos de 30 litros cada uno.

### **3.5 Instrumentos**

#### **3.5.1 Instrumentos**

- Cadena de Custodia para la toma de muestras
- Fichas de recolección de datos.

#### **3.5.2 Técnicas**

- Protocolo de monitoreo para aguas residuales.
- Protocolo de seguridad para laboratorios de ensayo UNFV.
- Manual sobre métodos estandarizados para análisis de agua natural y residual.

#### **3.5.3 Equipos y materiales**

- Balanza Analítica Electrónica, marca SARTORIUS.
- Espectrofotómetro de Absorción Atómica, marca THERMO SCIENTIFIC.
- Plancha de Calentamiento, marca THERMO SCIENTIFIC
- Equipo de extracción de gases marca QUIMIS
- Medidor de Conductividad Eléctrica, marca HANNA.
- Medidor Multiparámetro portátil, marca HANNA.

### **3.6 Procedimientos**

Para desarrollar el presente trabajo de investigación se planeó realizarlo en tres etapas principales, la primera etapa consistió en el monitoreo de campo para la toma de muestra, en la segunda etapa se realizó el desarrollo experimental y la tercera etapa sirvió para la determinación final de los parámetros fisicoquímicos.

### **3.6.1 Monitoreo de campo**

- Para la toma de muestra se seleccionó el lugar que contenga el Drenaje Ácido de Mina y se procedió a realizar la toma de muestra.
- Se procedió a visitar la relavera Quiulacocha ubicada en la ciudad del mismo nombre, distrito de Simón Bolívar, región Pasco.
- Se solicitó la autorización respectiva de la empresa a cargo para la toma de muestra.
- Se tomó una muestra de Drenaje Ácido de Mina de aproximadamente 90 litros, siguiendo el protocolo establecido por el sector Energía y Minas.
- Seguidamente se procedió a las mediciones de los parámetros in situ o de campo como pH, Temperatura y Conductividad Eléctrica, previa calibración del equipo multiparámetro a usar.

### **3.6.2 Desarrollo Experimental**

Antes de iniciar las pruebas experimentales en los tres sistemas de tratamiento a desarrollar en el laboratorio de la FIGAE- UNFV, se acondicionaron los tres estanques que servirán como sistemas de tratamiento individuales.

- Primeramente, se acondicionó todo el sistema con los tres estanques de vidrio de 4 mm de grosor y ubicados en paralelo, las dimensiones fueron de 65 cm de ancho, por 125 cm de largo y 85 cm de alto.
- En el interior de cada uno de los estanques fueron colocados tres volúmenes (porcentajes) diferentes de roca caliza y complementado con grava, arena y lecho orgánico, en tres capas definidas por el investigador.

- Se acondicionó para los tres sistemas un alimentador o depósito homogeneizador general de aproximadamente 90 litros, cuyo caudal fluyó en paralelo hacia cada estanque en particular conectados por medio de tuberías y llaves de paso que posibilitaron obtener un caudal homogéneo para alimentar sin problemas los tres sistemas.
- La muestra en cada uno de los estanques fue tomada en la base inferior y se realizó cada 5, 10, 15, 20 y 25 días, tiempos en los cuales se analizaron los parámetros fisicoquímicos y metales pesados a fin de conocer la capacidad de remoción de cada sistema en particular y la eficiencia en general.

### **3.6.3 Determinación final de parámetros fisicoquímicos**

La determinación de los parámetros fisicoquímicos se desarrolló en el laboratorio de Geografía y Medio Ambiente de la FIGAE-UNFV. Los pasos por considerar en la determinación de los parámetros fisicoquímicos son los siguientes:

#### **Medición de Temperatura, pH y Conductividad Eléctrica**

- Primeramente, se verificó que el medidor multiparámetro se encuentre correctamente calibrado para cada parámetro a medir, por el contrario, se tuvo que calibrar las soluciones amortiguadoras de pH 4, 7 y 10, mientras que para la conductividad eléctrica se empleó una solución de calibración de Cloruro de potasio 0.1 N.
- Se procedió a lavar el sensor del medidor multiparamétrico con agua destilada.
- Terminado el paso anterior, se procedió a colocar el sensor de pH dentro de la muestra  
Muestra de drenaje Ácido y se esperó el tiempo necesario hasta que se estabilice la lectura en la pantalla.
- Se procedió a anotar los valores de pH y Temperatura mostrados en la pantalla

digital del equipo multiparámetro.

- Seguidamente, se procedió a realizar las mismas lecturas para cada una de las muestras de los tres sistemas al terminar los tiempos considerados en los ensayos.

### **Determinación de Metales Pesados**

- Se midió un volumen de muestra de 100 ml en una probeta y se procedió a filtrar en un vaso de precipitado.
- Seguidamente, se procedió a adicionar a la muestra 5 ml de ácido nítrico concentrado que luego fue digerido en la plancha de calentamiento a una temperatura aproximada de 90° C.
- Posteriormente se procedió a retirar la muestra digerida cuando se haya alcanzado una evaporación aproximadamente del 85%.
- A continuación, se procedió a llevar la muestra residual a un balón aforado de 100 ml, enjuagando varias veces el vaso de precipitado hasta llegar a la marca de aforo.
- Se elaboró una curva de calibrado en base a cuatro soluciones estándar de 100 ml con concentraciones de Plomo, Cadmio, Zinc, Hierro y Cobre de 0.0, 0.5, 1.0 y 2.0 mg/l partiendo de una solución patrón de 1000 mg/l por cada metal.
- Obtenida la muestra y los estándares en un volumen de 100 ml fueron llevados al espectrofotómetro de absorción atómica para la determinación de los metales en estudio y los resultados obtenidos fueron anotados.
- Los resultados finales de la caracterización inicial y final fueron comparados con los Límites Máximos Permisibles del DS 010-2010-MINAM-Descarga de efluentes líquidos de actividades minero metalúrgicos.

### **3.7 Análisis de datos**

El análisis de datos se llevó a cabo mediante la estadística inferencial con un



análisis y descripción de cada una de las variables de estudio a partir de los parámetros fisicoquímicos y metales pesados, relacionados con los volúmenes de los tres sistemas de tratamiento pasivo sustentados en la roca caliza como variable independiente. El software para utilizar fue el MINITAB, donde previamente se presentó una estadística ordenada en tablas y gráficas, con una distribución de datos y desarrollo de la prueba de normalidad; así mismo el software nos permitió el ingreso de data con una previa tabulación de datos cuantitativos relacionado a los indicadores del estudio y considerando una matriz factorial de 2 por 3 (2 parámetros por 3 repeticiones), tomando en cuenta el ANOVA, que incluye siempre su grado de significancia. El análisis de datos nos permitió conocer cuál de los tres sistemas de tratamiento pasivo será el más eficiente en la remoción de metales pesados y regulación del pH, y finalmente nos permitió también contrastar las hipótesis de investigación.

#### IV. RESULTADOS

A continuación, tenemos los resultados de la caracterización del Drenaje Ácido de Mina (DAM) de la relavera Quiulacocha, las concentraciones obtenidas después del tratamiento; y las eficiencias finales trabajadas en base a los tres sistemas de tratamiento con el método pasivo a partir de la roca caliza.

##### 4.1 Caracterización del Drenaje Ácido de Mina (DAM)

En la **Tabla 5**, se exponen los resultados de la caracterización del Drenaje Ácido de Mina (DAM), muestra que fue determinada en el laboratorio de Geografía y Medio Ambiente de la FIGAE-UNFV. Los resultados obtenidos de la muestra fueron comparados con el Decreto Supremo N°010-2010-MINAM, el cual establece los LMP para la descarga de efluentes líquidos de actividades minerometalúrgicas.

**Tabla 5**

*Resultados de la caracterización del DAM*

Indicadores	DAM	LMP	Unidad de medida
Potencial de Hidrógenos (pH)	3.12	6 – 9	Unidad de pH
Temperatura	10.5	--	° C
Conductividad	3657	--	uS/cm
SST	97	50	mg/l
Plomo	2.618	0.2	mg/l
Cadmio	0.768	0.05	mg/l
Cobre	7.526	0.5	mg/l
Zinc	12.257	1.5	mg/l
Hierro	25.678	2.0	mg/l

De los resultados obtenidos podemos apreciar que, el nivel de pH se encuentra por debajo de lo normado en los Límites máximos Permisibles (LMP) con un valor de 3.12, así tenemos también que las concentraciones de Sólidos Suspendidos Totales, Plomo, Cadmio, Cobre, Zinc y Hierro exceden los niveles admitidos con 97, 2.618, 0.768, 7.526, 12.257 y 25.678 mg/l respectivamente.

## **4.2 Concentraciones finales por sistema de tratamiento**

La determinación de las concentraciones residuales para cada metal en particular (Cadmio, Cobre, Plomo, Zinc y Hierro) se realizó en función a tres sistemas de tratamiento, uno en relación a la roca caliza con suelo orgánico y arena (T1); otro con roca caliza, suelo franco y arena (T2); y el último con suelo franco y arena (T3).

### **4.2.1 Concentraciones residuales de Cadmio**

Las concentraciones residuales de Cadmio se obtuvieron a partir de los tres sistemas de tratamiento aplicado, ya antes mencionado (T1, T2 y T3), para lo cual se contó con un volumende efluente de DAM con aproximadamente 20 litros. Los tiempos considerados para la toma de las muestras fueron de 5, 10, 15, 20 y 25 días; la concentración inicial de Cadmio fue de 0.768 mg/l y un pH inicial de 3.12.

**Tabla 6**

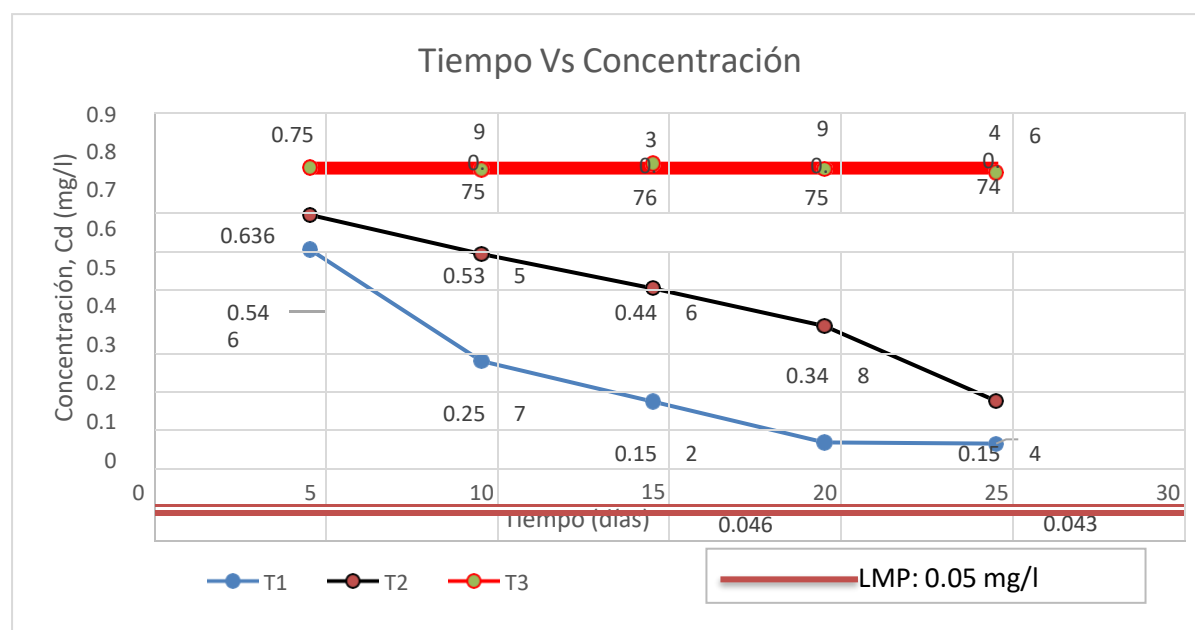
*Resultados residuales de Cadmio, para los tres sistemas de tratamiento*

VARIABLES	TIEMPO				
Tiempo	5 días	10 días	15 días	20 días	25 días
DAM-Inicial (Cd)	<b>0.768 mg/l</b>				
SISTEMAS	Concentración de Cd (mg/l)				
pH	<b>4.05</b>	<b>5.98</b>	<b>6.56</b>	<b>7.11</b>	<b>7.91</b>
T1	0.546	0.257	0.152	0.046	0.043
pH	<b>5.15</b>	<b>5.98</b>	<b>4.51</b>	<b>5.16</b>	<b>6.53</b>
T2	0.636	0.535	0.446	0.348	0.154
pH	<b>3.16</b>	<b>3.28</b>	<b>3.36</b>	<b>3.48</b>	<b>3.82</b>
T3	0.773	0.772	0.771	0.773	0.774

De la **Tabla 6**, se aprecia que los niveles de pH para el primer y segundo sistema de tratamiento (T1 y T2), se van incrementando progresivamente, mientras que para el tercer sistema de tratamiento (T3) los niveles de pH se mantienen casi constante, asociado principalmente a la ausencia de material calizo en su composición. Los resultados de las concentraciones de Cadmio residual son evaluados en la **figura 2**.

**Figura 2**

*Comportamiento residual de Cadmio para los tres sistemas de tratamiento*



Del primer sistema de tratamiento (T1), se puede apreciar que las concentraciones de Cadmio se van reduciendo significativamente desde un valor inicial de 0.768 mg/l hasta 0.046 y 0.043 mg/l para los días 20 y 25, llegando a estar por debajo del Límite Máximo Permisible. Del segundo sistema de tratamiento (T2), se puede apreciar que las concentraciones de Cadmio se van reduciendo significativamente desde un valor inicial de 0.768 mg/l hasta 0.154 mg/l, sin embargo, no se llega a estar por debajo del Límite Máximo Permisible para ninguno de los días considerados en el tratamiento.

Del tercer sistema de tratamiento (T3), se puede apreciar que las concentraciones de Cadmio se van manteniendo casi constantes para cada uno de los tiempos considerados desde un valor inicial de 0.768 mg/l hasta 0.746 mg/l, no llegando a estar por debajo del Límite Máximo Permisible para ninguno de los tiempos considerados en el tratamiento.

#### ***4.2.2 Concentraciones residuales de Cobre***

Las concentraciones residuales de Cobre se obtuvieron a partir de los tres sistemas de tratamiento aplicado, ya antes mencionado (T1, T2 y T3), para lo cual se contó también con un volumen de efluente DAM con aproximadamente 20 litros. Los tiempos considerados para la toma de las muestras fueron de 5, 10, 15, 20 y 25 días; la concentración inicial de Cobre fue de 7.526 mg/l y un pH inicial de 3.12.

**Tabla 7**

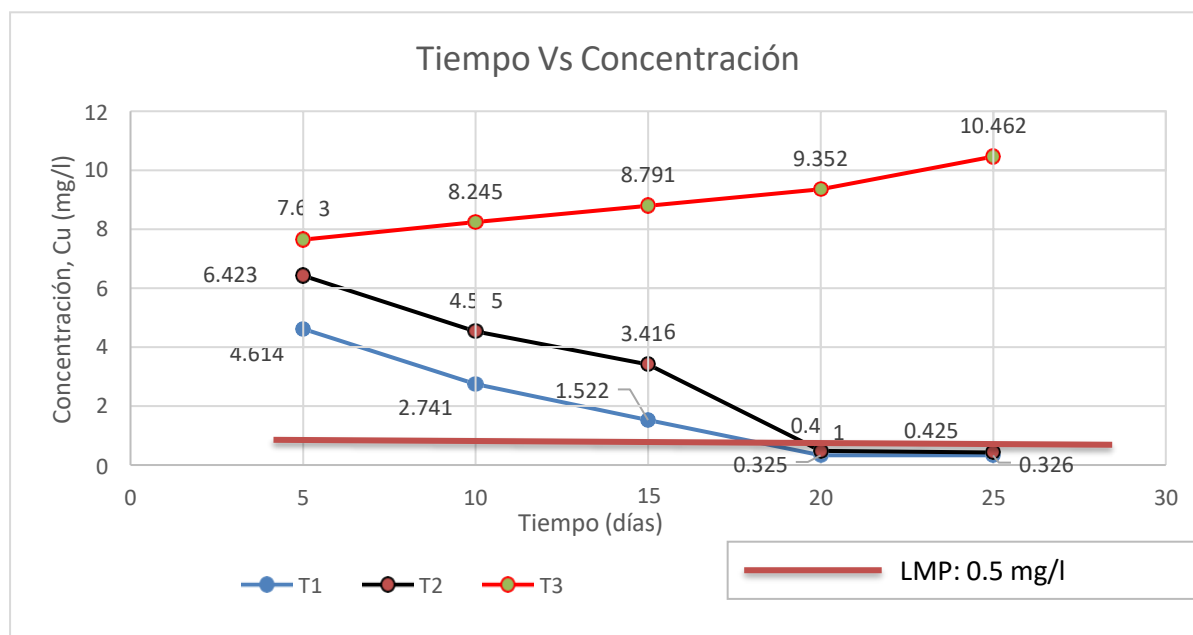
*Resultados residuales de Cobre, para los tres sistemas de tratamiento*

VARIABLES	TIEMPO				
Tiempo	5 días	10 días	15 días	20 días	25 días
DAM-Inicial (Cu)	7.526 mg/l				
SISTEMAS	Concentración de Cu (mg/l)				
pH	4.05	5.98	6.56	7.11	7.91
T1	4.614	2.741	1.522	0.325	0.326
pH	5.15	5.98	4.51	5.16	6.53
T2	6.423	4.535	3.416	0.481	0.425
pH	3.16	3.28	3.36	3.48	3.82
T3	7.643	8.245	8.791	9.352	10.462

De la **Tabla 7**, se aprecia que los niveles de pH para el primer y segundo sistema de tratamiento (T1 y T2), se van incrementando progresivamente, mientras que para el tercer sistema de tratamiento (T3) los niveles de pH se mantienen casi constante, asociado principalmente a la ausencia de material calizo en su composición. Los resultados de las concentraciones de Cobre residual son evaluados en la **figura 3**:

**Figura 3**

*Comportamiento residual de Cobre para los tres sistemas de tratamiento*



Del primer sistema de tratamiento (T1), se aprecia que las concentraciones de Cobre se van reduciendo significativamente desde un valor inicial de 7.526 mg/l hasta 0.481 y 0.326 mg/l para los días 20 y 25 respectivamente, llegando a estar por debajo del Límite Máximo Permisible para ambos días.

Del segundo sistema de tratamiento (T2), se puede apreciar que las concentraciones de Cobre se van reduciendo significativamente desde un valor inicial de 7.526 mg/l hasta 0.325 y 0.425 mg/l para los días 20 y 25 respectivamente, llegando así a estar por debajo del Límite Máximo Permisible.

Del tercer sistema de tratamiento (T3), se puede apreciar que las concentraciones de Cobre se van manteniendo casi constantes para cada uno de los tiempos considerados desde un valor inicial de 7.526 mg/l hasta 10.462 mg/l, no llegando a estar por debajo del Límite Máximo Permisible para ninguno de los días considerados en el tratamiento, caso contrario se aprecia un incremento en sus concentraciones finales.

#### ***4.2.3 Concentraciones residuales de Plomo***

Las concentraciones residuales de Plomo se obtuvieron a partir de los tres sistemas de tratamiento aplicado, ya antes mencionado (T1, T2 y T3), para lo cual se contó con un volumen de efluente de DAM con aproximadamente 20 litros. Los tiempos considerados para la toma de las muestras fueron de 5, 10, 15, 20 y 25 días; la concentración inicial de Plomo fue de 2.618mg/l y un pH inicial de 3.12.

**Tabla 8**

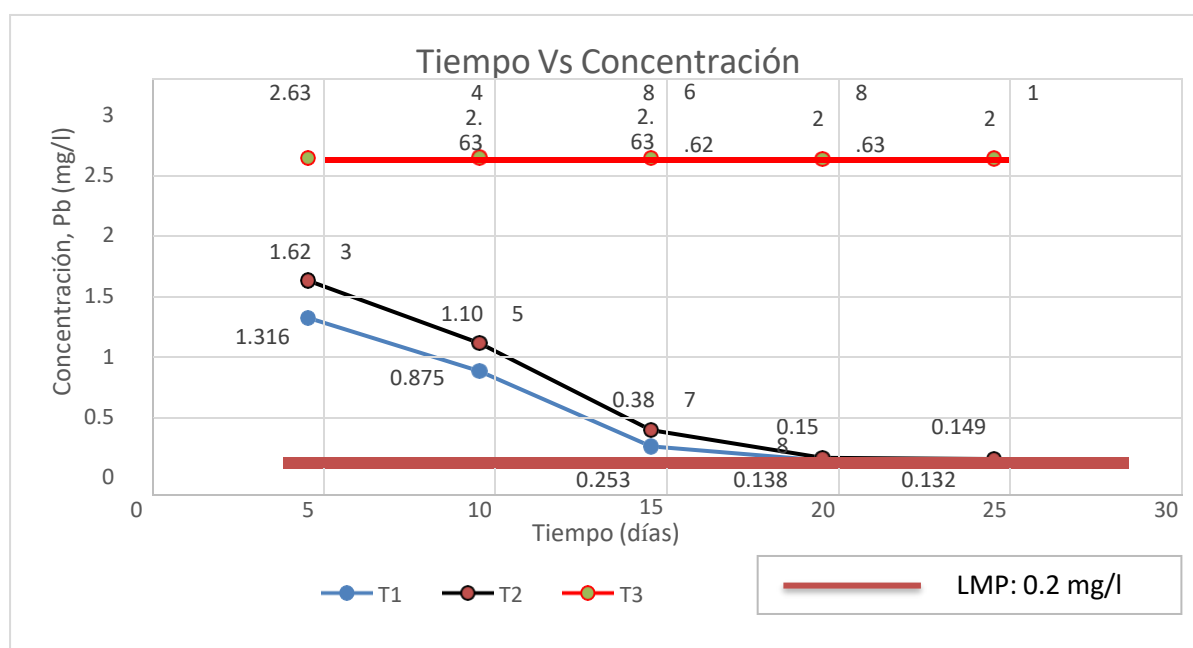
*Resultados residuales de Plomo, para los tres sistemas de tratamiento*

VARIABLES	TIEMPO				
Tiempo	5 días	10 días	15 días	20 días	25 días
DAM-Inicial (Pb)	2.618 mg/l				
SISTEMAS	Concentración de Pb (mg/l)				
pH	4.05	5.98	6.56	7.11	7.91
T1	1.316	0.875	0.253	0.138	0.132
pH	5.15	5.98	4.51	5.16	6.53
T2	1.623	1.105	0.387	0.158	0.149
pH	3.16	3.28	3.36	3.48	3.82
T3	2.634	2.638	2.636	2.628	2.631

De la **Tabla 8**, se aprecia que los niveles de pH para el primer y segundo sistema de tratamiento (T1 y T2), se van incrementando progresivamente, mientras que para el tercer sistema de tratamiento (T3) los niveles de pH se mantienen casi constante, asociado principalmente a la ausencia de material calizo en su composición. Los resultados de las concentraciones de Plomo residual son evaluados en la figura 4.

**Figura 4**

*Comportamiento residual de Plomo para los tres sistemas de tratamiento*





Del primer sistema de tratamiento (T1), se puede apreciar que las concentraciones de Plomo se van reduciendo significativamente desde un valor inicial de 2.618 mg/l hasta 0.138 y 0.132 mg/l para los días 20 y 25 respectivamente, llegando a estar por debajo del Límite Máximo Permisible en ambos casos.

Del segundo sistema de tratamiento (T2), se puede apreciar que las concentraciones de Plomo se van reduciendo significativamente desde un valor inicial de 2.618 mg/l hasta 0.158 y 0.149 mg/l para los días 20 y 25 respectivamente, llegando así a estar por debajo del Límite Máximo Permisible en los dos tiempos evaluados.

Del tercer sistema de tratamiento (T3), se puede apreciar que las concentraciones de Plomo se van manteniendo casi constantes para cada uno de los tiempos considerados desde un valor inicial de 2.618 mg/l hasta 2.631 mg/l, no llegando a estar por debajo del Límite Máximo Permisible para ningún día evaluado.

#### **4.2.4 Concentraciones residuales de Zinc**

Las concentraciones residuales de Zinc se obtuvieron a partir de los tres sistemas de tratamiento aplicado, ya antes mencionado (T1, T2 y T3), para lo cual se contó con un volumende efluente de DAM con aproximadamente 20 litros. Los tiempos considerados para la toma de las muestras fueron de 5, 10, 15, 20 y 25 días; la concentración inicial de Zinc fue de 12.257mg/l y un pH inicial de 3.12.

**Tabla 9**

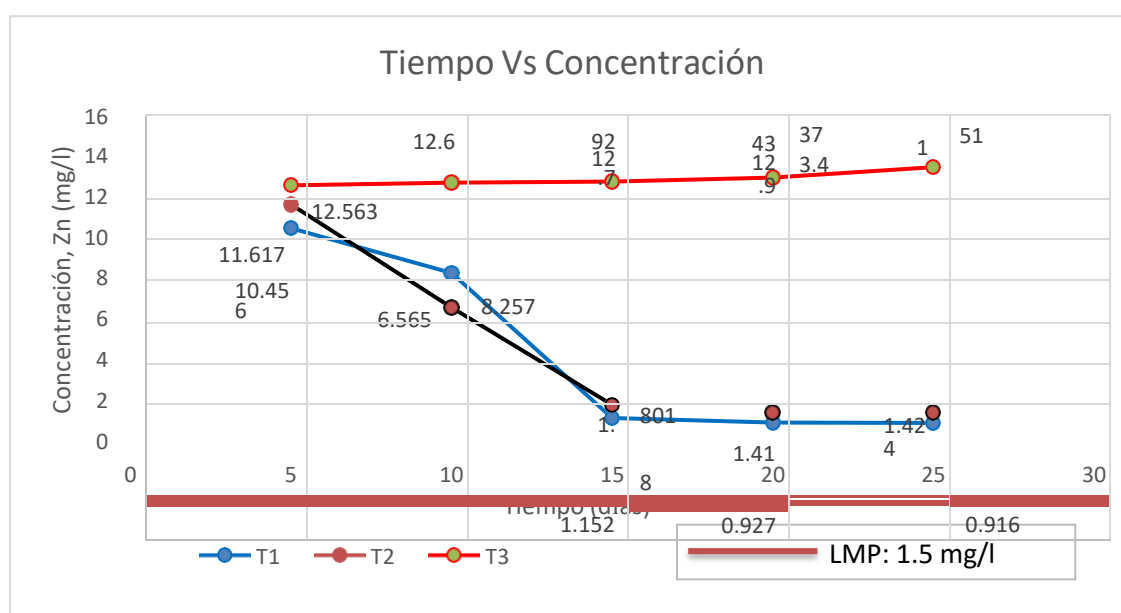
*Resultados residuales de Zinc, para los tres sistemas de tratamiento*

VARIABLES	TIEMPO				
Tiempo	5 días	10 días	15 días	20 días	25 días
DAM-Inicial (Zn)	12.257 mg/l				
SISTEMAS	Concentración de Zn (mg/l)				
pH	4.05	5.98	6.56	7.11	7.91
T1	10.456	8.257	1.152	0.927	0.916
pH	5.15	5.98	4.51	5.16	6.53
T2	11.617	6.565	1.801	1.418	1.424
pH	3.16	3.28	3.36	3.48	3.82
T3	12.563	12.692	12.743	12.937	13.451

De la **Tabla 9**, se aprecia que los niveles de pH para el primer y segundo sistema de tratamiento (T1 y T2), se van incrementando progresivamente, mientras que para el tercer sistema de tratamiento (T3) los niveles de pH se mantienen casi constante, asociado principalmente a la ausencia de material calizo en su composición. Los resultados de las concentraciones de Zinc residual son evaluados en la figura 5.

**Figura 5**

*Comportamiento residual de Zinc para los tres sistemas de tratamiento*



Del primer sistema de tratamiento (T1), se puede apreciar que las concentraciones de Zinc se van reduciendo significativamente desde un valor inicial de 12.257 mg/l hasta 1.152, 0.927 y 0.916 mg/l para los días 15, 20 y 25 respectivamente, llegando a estar por debajo del Límite Máximo Permisible en los tres tiempos indicados.

Del segundo sistema de tratamiento (T2), se puede apreciar que las concentraciones de Zinc se van reduciendo significativamente desde un valor inicial de 12.257 mg/l hasta 1.418 y 1.424 mg/l para los días 20 y 25 respectivamente, llegando así a estar por debajo del Límite Máximo Permisible para ambos tiempos.

Del tercer sistema de tratamiento (T3), se puede apreciar que las concentraciones de Zinc se van manteniendo casi constantes para cada uno de los tiempos considerados desde un valor inicial de 12.257 mg/l hasta 13.451 mg/l, no llegando a estar por debajo del Límite Máximo Permisible, apreciándose por el contrario un ligero incremento en sus concentraciones por cada día evaluado.

#### ***4.2.5 Concentraciones residuales de Hierro***

Las concentraciones residuales de Hierro se obtuvieron a partir de los tres sistemas de tratamiento aplicado, ya antes mencionado (T1, T2 y T3), para lo cual se contó con un volumen de efluente de DAM con aproximadamente 20 litros. Los tiempos considerados para la toma de las muestras fueron de 5, 10, 15, 20 y 25 días; la concentración inicial de Hierro fue de 25.678 mg/l y un pH inicial de 3.12.

**Tabla 10**

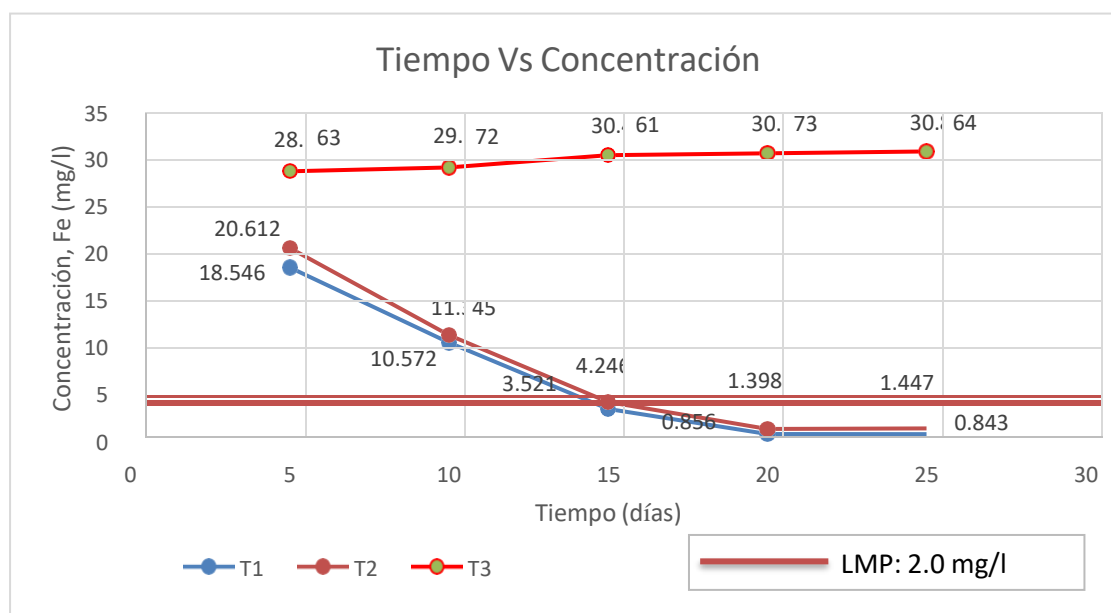
*Resultados residuales de Hierro, para los tres sistemas de tratamiento*

VARIABLES	TIEMPO				
Tiempo	5 días	10 días	15 días	20 días	25 días
DAM-Inicial (Fe)	25.678 mg/l				
SISTEMAS	Concentración de Fe (mg/l)				
pH	<b>4.05</b>	<b>5.98</b>	<b>6.56</b>	<b>7.11</b>	<b>7.91</b>
T1	18.546	10.572	3.521	0.856	0.843
pH	<b>5.15</b>	<b>5.98</b>	<b>4.51</b>	<b>5.16</b>	<b>6.53</b>
T2	20.612	11.345	4.246	1.398	1.447
pH	<b>3.16</b>	<b>3.28</b>	<b>3.36</b>	<b>3.48</b>	<b>3.82</b>
T3	28.763	29.172	30.461	30.673	30.864

De la **Tabla 10**, se aprecia que los niveles de pH para el primer y segundo sistema de tratamiento (T1 y T2), se van incrementando progresivamente, mientras que para el tercer sistema de tratamiento (T3) los niveles de pH se mantienen casi constante, asociado principalmente a la ausencia de material calizo en su composición. Los resultados de las concentraciones de Hierro residual son evaluados en la figura 6.

**Figura 6**

*Comportamiento residual de Hierro para los tres sistemas de tratamiento*



Del primer sistema de tratamiento (T1), se puede apreciar que las concentraciones de Hierro se van reduciendo significativamente desde un valor inicial de 25.678 mg/l hasta 0.856 y 0.843 mg/l para los días 20 y 25 respectivamente, llegando a estar por debajo del Límite Máximo Permisible.

Del segundo sistema de tratamiento (T2), se puede apreciar que las concentraciones de Hierro se van reduciendo significativamente desde un valor inicial de 25.678 mg/l hasta 1.398 y 1.447 mg/l para los días 20 y 25 respectivamente, llegando así a estar por debajo del Límite Máximo Permisible para ambos días.

Del tercer sistema de tratamiento (T3), se puede apreciar que las concentraciones de Hierro presentan un ligero incremento para cada uno de los tiempos considerados desde un valor inicial de 25.678 mg/l hasta 30.864 mg/l para el día 25, no llegando a estar por debajo del Límite Máximo Permisible en ninguno de los tiempos considerados.

### **4.3 Eficiencia de los tres sistemas de tratamiento**

La determinación de las eficiencias para cada metal en particular (Cadmio, Cobre, Plomo, Zinc y Hierro) se realizó en función a cada sistema de tratamiento aplicado (T1, T2 y T3), así mismo, las eficiencias fueron determinadas para los tiempos de 5, 10, 15, 20 y 25 días y se tuvo en cuenta las concentraciones iniciales de cada metal y las concentraciones finales obtenidas al termino de cada tiempo considerado.

#### **4.3.1 Eficiencia para Cadmio**

En la **Tabla 11**, se muestran los resultados de las eficiencias finales de Cadmio para cada uno de los tres sistemas de tratamiento del estudio, para lo cual se tuvo en consideración los tiempos de 5, 10, 15, 20 y 25, como días de monitoreo y evaluación.

**Tabla 11***Resultados de las eficiencias para Cadmio*

VARIABLES	TIEMPO				
	5 días	10 días	15 días	20 días	25 días
Tiempo	<b>5 días</b>	<b>10 días</b>	<b>15 días</b>	<b>20 días</b>	<b>25 días</b>
Cadmio (mg/l)	<b>0.768</b>	<b>0.768</b>	<b>0.768</b>	<b>0.768</b>	<b>0.768</b>
SISTEMAS	Concentración de Cd (mg/l)				
T1	0.546	0.257	0.152	0.046	0.043
<b>Eficiencia (%)</b>	<b>28.91</b>	<b>66.54</b>	<b>80.21</b>	<b>94.01</b>	<b>94.40</b>
T2	0.636	0.535	0.446	0.348	0.154
<b>Eficiencia (%)</b>	<b>17.19%</b>	<b>30.34</b>	<b>41.93</b>	<b>54.69</b>	<b>79.95</b>
T3	0.773	0.772	0.771	0.773	0.774
<b>Eficiencia (%)</b>	<b>-0.01</b>	<b>-0.01</b>	<b>0.00</b>	<b>-0.01</b>	<b>-0.01</b>

En el Sistema de Tratamiento T1, se aprecia que las eficiencias se incrementan según van aumentando los días, sin embargo, para 20 y 25 días se alcanza una máxima eficiencia del 94.01 y 94.4% respectivamente.

En el Sistema de Tratamiento T2, se aprecia que las eficiencias se incrementan de igual forma que el sistema T1, según van aumentando los días, sin embargo, para el día 25 se alcanza una máxima eficiencia del 79.95%.

En el Sistema de Tratamiento T3, se aprecia que las eficiencias son negativas en la mayoría de los casos, por lo que se asume que no hay una remoción del metal, por el contrario se presenta un pequeño incremento (-0.01%).

#### **4.3.2 Eficiencia para Cobre**

En la **Tabla 12**, se muestran los resultados de las eficiencias finales de Cobre para cada uno de los tres sistemas de tratamiento del estudio, para lo cual se tuvo en consideración los tiempos de 5, 10, 15, 20 y 25, como días de monitoreo y evaluación.

**Tabla 12***Resultados de las eficiencias para Cobre*

VARIABLES	TIEMPO				
	5 días	10 días	15 días	20 días	25 días
Tiempo	<b>5 días</b>	<b>10 días</b>	<b>15 días</b>	<b>20 días</b>	<b>25 días</b>
Cobre (mg/l)	<b>7.526</b>	<b>7.526</b>	<b>7.526</b>	<b>7.526</b>	<b>7.526</b>
SISTEMAS	Concentración de Cu (mg/l)				
T1	4.614	2.741	1.522	0.325	0.326
<b>Eficiencia (%)</b>	<b>38.69</b>	<b>63.58</b>	<b>79.78</b>	<b>95.68</b>	<b>95.67</b>
T2	6.423	4.535	3.416	0.481	0.425
<b>Eficiencia (%)</b>	<b>14.66</b>	<b>39.74</b>	<b>54.61</b>	<b>93.61</b>	<b>94.35</b>
T3	7.643	8.245	8.791	9.352	10.462
<b>Eficiencia (%)</b>	<b>-1.55</b>	<b>-9.55</b>	<b>-16.81</b>	<b>-24.26</b>	<b>-39.01</b>

En el Sistema de Tratamiento T1, se aprecia que las eficiencias se incrementan según van aumentando los días, sin embargo, para 20 y 25 días se alcanza una máxima eficiencia del 95.68 y 95.67% respectivamente.

En el Sistema de Tratamiento T2, se aprecia que las eficiencias se incrementan de igual forma que el sistema T1, según van aumentando los días, sin embargo, para el día 25 se alcanza una máxima eficiencia del 94.35%.

En el Sistema de Tratamiento T3, se aprecia que las eficiencias son negativas en la mayoría de los casos por lo que se asume que no hay una remoción del metal, por el contrario se presenta un incremento bastante notable (-39.01%).

#### **4.3.3 Eficiencia para Plomo**

En la **Tabla 13**, se muestran los resultados de las eficiencias finales de Plomo para cada uno de los tres sistemas de tratamiento del estudio, para lo cual se tuvo en consideración los tiempos de 5, 10, 15, 20 y 25, como días de monitoreo y evaluación.

**Tabla 13***Resultados de las eficiencias para Plomo*

VARIABLES	TIEMPO				
	5 días	10 días	15 días	20 días	25 días
Tiempo	<b>5 días</b>	<b>10 días</b>	<b>15 días</b>	<b>20 días</b>	<b>25 días</b>
Plomo (mg/l)	<b>2.618</b>	<b>2.618</b>	<b>2.618</b>	<b>2.618</b>	<b>2.618</b>
SISTEMAS	Concentración de Pb (mg/l)				
T1	1.316	0.875	0.253	0.138	0.132
<b>Eficiencia (%)</b>	<b>49.73</b>	<b>66.58</b>	<b>90.34</b>	<b>94.73</b>	<b>94.96</b>
T2	1.623	1.105	0.387	0.158	0.149
<b>Eficiencia (%)</b>	<b>38.01</b>	<b>57.79</b>	<b>85.22</b>	<b>93.96</b>	<b>94.31</b>
T3	2.634	2.638	2.636	2.628	2.631
<b>Eficiencia (%)</b>	<b>-0.61</b>	<b>-0.76</b>	<b>-0.69</b>	<b>-0.38</b>	<b>-0.50</b>

En el Sistema de Tratamiento T1, se aprecia que las eficiencias se incrementan según van aumentando los días, sin embargo, para 20 y 25 días se alcanza una máxima eficiencia del 94.73 y 94.96% respectivamente.

En el Sistema de Tratamiento T2, se aprecia que las eficiencias se incrementan de igual forma que el sistema T1, según van aumentando los días, sin embargo, para el día 25 se alcanza una máxima eficiencia del 94.31%.

En el Sistema de Tratamiento T3, se aprecia que las eficiencias son negativas en la mayoría de los casos por lo que se asume que no hay una remoción del metal; por el contrario, se presenta un pequeño incremento (-0.50%).

#### **4.3.4 Eficiencia para Zinc**

En la **Tabla 14**, se muestran los resultados de las eficiencias finales de Zinc para cada uno de los tres sistemas de tratamiento del estudio, para lo cual se tuvo en consideración los tiempos de 5, 10, 15, 20 y 25, como días de monitoreo y evaluación.



**Tabla 14***Resultados de las eficiencias para Zinc*

VARIABLES	TIEMPO				
	5 días	10 días	15 días	20 días	25 días
Tiempo	<b>5 días</b>	<b>10 días</b>	<b>15 días</b>	<b>20 días</b>	<b>25 días</b>
Zinc (mg/l)	<b>12.257</b>	<b>12.257</b>	<b>12.257</b>	<b>12.257</b>	<b>12.257</b>
SISTEMAS	Concentración de Zn (mg/l)				
T1	10.456	8.257	1.152	0.927	0.916
<b>Eficiencia (%)</b>	<b>14.69</b>	<b>32.63</b>	<b>90.60</b>	<b>92.44</b>	<b>92.53</b>
T2	11.617	6.565	1.801	1.418	1.424
<b>Eficiencia (%)</b>	<b>5.22</b>	<b>46.44</b>	<b>85.31</b>	<b>88.43</b>	<b>88.38</b>
T3	12.563	12.692	12.743	12.937	13.451
<b>Eficiencia (%)</b>	<b>-2.50</b>	<b>-3.55</b>	<b>-3.97</b>	<b>-5.55</b>	<b>-9.74</b>

En el Sistema de Tratamiento T1, se aprecia que las eficiencias se incrementan según van aumentando los días, sin embargo, para 20 y 25 días se alcanza una máxima eficiencia del 92.44 y 92.53% respectivamente.

En el Sistema de Tratamiento T2, se aprecia que las eficiencias se incrementan de igual forma que el sistema T1, según van aumentando los días, sin embargo, para el día 25 se alcanza una máxima eficiencia del 88.38%.

En el Sistema de Tratamiento T3, se aprecia que las eficiencias son negativas en la mayoría de los casos por lo que se asume que no hay una remoción del metal; por el contrario, se presenta un aumento (-9.74%).

#### **4.3.5 Eficiencia para Hierro**

En la **Tabla 15**, se muestran los resultados de las eficiencias finales de Hierro para cada uno de los tres sistemas de tratamiento del estudio, para lo cual se tuvo en consideración los tiempos de 5, 10, 15, 20 y 25, como días de monitoreo y evaluación.

**Tabla 15***Resultados de las eficiencias para Hierro*

<b>VARIABLES</b>	<b>TIEMPO</b>				
Tiempo	<b>5 días</b>	<b>10 días</b>	<b>15 días</b>	<b>20 días</b>	<b>25 días</b>
Hierro (mg/l)	<b>25.678</b>	<b>25.678</b>	<b>25.678</b>	<b>25.678</b>	<b>25.678</b>
<b>SISTEMAS</b>	<b>Concentración de Fe (mg/l)</b>				
T1	18.546	10.572	3.521	0.856	0.843
<b>Eficiencia (%)</b>	<b>27.77</b>	<b>58.83</b>	<b>86.29</b>	<b>96.67</b>	<b>96.72</b>
T2	20.612	11.345	4.246	1.398	1.447
<b>Eficiencia (%)</b>	<b>19.73</b>	<b>55.82</b>	<b>83.46</b>	<b>94.56</b>	<b>94.36</b>
T3	28.763	29.172	30.461	30.673	30.864
<b>Eficiencia (%)</b>	<b>-12.01</b>	<b>-13.61</b>	<b>-18.63</b>	<b>-19.45</b>	<b>-20.20</b>

En el Sistema de Tratamiento T1, se aprecia que las eficiencias se incrementan según van aumentando los días de manera progresiva, sin embargo, para 20 y 25 días se alcanza una máxima eficiencia del 96.67 y 96.72 % respectivamente.

En el Sistema de Tratamiento T2, se aprecia que las eficiencias se incrementan de igual forma que el sistema T1, según van aumentando los días, siendo así que para el día 25 se alcanza una máxima eficiencia del 94.36%.

En el Sistema de Tratamiento T3, se aprecia que las eficiencias son negativas en la mayoría de los casos por lo que se asume que no hay una remoción del metal; sin embargo, se representa un aumento (-20.20%).

## V. DISCUSIÓN DE RESULTADOS

Larraguibel (2020), en su investigación “*Optimización de tecnología DAS en laboratorio para retención de sulfato y metales de drenaje Ácido de minas andinos utilizando residuos agro-industriales ricos en  $\text{CaCO}_3$  y witherita ( $\text{BaCO}_3$ )*”, planteó el uso de materiales reactivos alternativos en el sistema de tratamiento pasivo DAS, empleando conchillas marinas en reemplazo de calcita y uso de witherita en reemplazo de periclasa desde un punto de vista mineralógico e hidroquímico. Dentro de la metodología empleada se plantea la implementación de un nuevo método de tratamiento pasivo, dicho tratamiento se llama DAS (Dispersed alkaline substrate/ Sustrato alcalino disperso) el cual es una tecnología de remediación pasiva madura que ha demostrado muy altas prestaciones en el tratamiento de drenajes ácidos de mina (AMD). El presente estudio mejora el uso de la witherita ( $\text{BaCO}_3$ ) como reactivo en tratamientos tipo DAS para inducir altas remociones de sulfato en el agua, en el contexto de la región andina AMD. También se probaron materiales de  $\text{CaCO}_3$  más sostenibles como alternativas al uso actual de la caliza. Se desarrollaron dos conjuntos de experimentos de columna con varios caudales (1,5- 5,4 L/día), acidez neta (202 y 404 mg/L de  $\text{CaCO}_3$ ) y reactivos (calcita, cáscaras de huevo, conchas y witherita). Las conchas marinas fueron validadas como sustitutos perfectos de la piedra caliza en etapas de  $\text{CaCO}_3$ -DAS y malaquita, como una fase mineral activamente involucrada en la remoción de Cu en el agua, fue identificado por primera vez dentro de estas columnas. Las columnas  $\text{BaCO}_3$ -DAS alcanzaron valores por debajo de 500 mg/L de sulfato a la salida del sistema hasta por 6 meses. Los resultados de remoción con Caliza mostraron un pH de 6.81, el Hierro y Aluminio como elementos trivalentes arrojaron valores de 0.125 y 0.03 mg/l respectivamente, mientras que con el Cobre, Zinc y Manganese se obtuvieron concentraciones de 0.015, 0.99 y 7.24 mg/l respectivamente. Con relación a nuestro trabajo de investigación, el cual fue desarrollado en base a un sistema con tres capas filtrantes de material calizo, suelo orgánico y arena gruesa, mostraron resultados de pH final igual a 7.91, mientras que para la

remoción de metales pesados se obtuvo concentraciones finales en 25 días para el Cadmio, Cobre, Plomo, Zinc y Hierro de 0.043, 0.326, 0.132, 0.916 y 0.843 mg/l respectivamente, encontrándose en todos los casos por debajo de los Límite Máximos Permisibles.

León (2018), en su investigación “*Aplicación del método de tratamiento pasivo Dispersed Alkaline Substrate (DAS), para la remoción de metales, contenidos en el drenaje ácido de mina Julcani, Perú*”, planteó como objetivo probar la capacidad de tratamiento pasivo del sistema DAS, con sustratos DAS-Caliza y DAS-Magnésico, con AMD proveniente de la minera Julcani, Perú; para la remoción de metales, alcanzando niveles de calidad para agua según ECA-Perú. Este sistema ha sido desarrollado y mejorado bajo investigaciones de 10 años, demostrando que son una opción eficiente para su aplicación a un AMD con características altas de acidez, metales y bajo pH. En la experimentación, se aplicó el AMD Julcani al sistema DAS, cuyas características eran de acidez >1000 mg/L como equivalente CaCO<sub>3</sub>, pH < 3, concentraciones medias de 425 mg/L de Fe, 140 mg/L de Mn, 10 mg/L de Al y 20 mg/L de Zn y metales trazas de 0.2-0.05 mg/L de Pb, Cd, Co y Ni. Los resultados a la salida del tanque 1 mostraron la eliminación del 21% de Fe total y ligera disminución del pH; en el DAS caliza, se registró la retención del Al (100%), Fe (III) al 98% y eliminación del 86% de acidez neta; en el DAS magnésico, se reportó la eliminación de Fe, Cu, Cd, Ni y Co al 100%, finalmente, el decantador 2, remueve el remanente de Zn y Pb, llegando a una media de 8.6 de pH. Concluyéndose que se alcanzó el objetivo de la experimentación, eliminando metales (exceptuando Mn, con eliminación al 99.8%) y acidez, alcanzando Estándares de Calidad Ambiental para aguas. De acuerdo al sistema de tratamiento pasivo utilizado en nuestro trabajo de investigación para 25 días, los resultados de la caracterización inicial mostraron para el Cd, Cu, Pb, Zn y Fe valores de 0.768, 7.526, 2.618, 12.257 y 25.678 mg/l respectivamente, de los cuales se alcanzó remociones finales para los mismos metales de 0.043, 0.326, 0.132, 0.916 y 0.843 mg/l. En cuanto a las eficiencias obtenidas con relación a los metales en estudio se alcanzaron valores finales para el

Cadmio de 94.4%, para el Cobre de 95.67%, para el Plomo de 94.96%, para el Zinc de 92.53% y para el Hierro de 96.72%.

Caraballo et al. (2010), en su artículo “Tratamiento Pasivo de Aguas Ácidas de Mina: Evaluación de la Eficiencia de un Sistema a Escala Real en Mina Esperanza”, utilizaron material reactivo DAS-Calizo en el tratamiento (20 % v/v de arena caliza dispersada en una matriz inerte formada por un 80% v/v de virutas de madera de pino), donde pretenden mostrar el funcionamiento hidroquímico general del sistema, así como la reducción de metales obtenidos. En estos mismos puntos de control se realizaron in situ medidas de diversos parámetros fisicoquímicos: pH, Eh, conductividad y oxígeno disuelto. Se encontró que el agua procedente de la bocamina posee un gran contenido metálico, así como un pH muy bajo (en torno a 2,5). Esta agua al discurrir a través del material reactivo y producir la disolución de caliza aumenta significativamente su pH a 6 en la salida del tanque reactivo y próximo a 6,5 en la salida del decantador. Se logró una reducción relativa porcentual de metales del agua tratada que alcanzó el 100% para Al, As, Cu, Pb, Cd y V, 90-100% para Ti y Cr, 60% de Si, así como 30% para Fe en la salida de tanque reactivo y 40% en la salida del decantador, además de una eliminación de  $\text{SO}_4^{2-}$  del 15%, a pesar de no ser un sistema sulfato-reductor. Con relación a las eficiencias obtenidas en la remoción de metales pesados con material calizo para 25 días de tratamiento, se alcanzaron niveles finales para el Cadmio de 94.4%, para el Cobre de 95.67%, para el Plomo de 94.96%, para el Zinc de 92.53% y para el Hierro de 96.72%.

## VI. CONCLUSIONES

- 6.1** De la caracterización del AMD en la laguna Quiulacocha se concluye que el pH fue 3.12 encontrándose por debajo del LMP, el Cadmio registró 0.768 mg/l, el Plomo 2.618 mg/l, el Cobre 7.526 mg/l, el Zinc 12.257 mg/l, Hierro 25.678 mg/l y los SST registraron 97 mg/l, excediendo los Límites Máximos Permitidos en todos los casos.
- 6.2** De los tres sistemas de tratamiento empleados con el método pasivo los mejores resultados fueron con T1 (roca caliza, suelo orgánico y arena) obteniéndose un pH final de 7.91, mientras que los metales pesados mostraron concentraciones finales en 25 días para el Cadmio, Cobre, Plomo, Zinc y Hierro niveles de 0.043, 0.326, 0.132, 0.916 y 0.843 mg/l respectivamente, encontrándose en todos los casos por debajo de los Límites Máximos Permisibles.
- 6.3** Con relación a las eficiencias finales se concluye que el sistema de tratamiento T1, obtuvo las mayores remociones en un tiempo de 25 días con valores del 94.4% para el Cadmio, 95.67% para el Cobre, 94.96% para el Plomo, 92.53% para el Zinc y 96.72% para el Hierro, mientras que, para el tiempo de 20 días, con los mismos metales se obtuvo eficiencias semejantes del 94.01, 95.68, 94.73, 92.44 y 96.67 % respectivamente.
- 6.4** Con relación al tratamiento T3 (suelo natural, arena y grava) se concluye que el pH tuvo un pequeño incremento final de 3.12 hasta 3.82, mientras que los metales estudiados (Cd, Cu, Pb, Zn y Fe) obtuvieron eficiencias negativas, lo cual indica por el contrario que las concentraciones finales en lugar de disminuir se incrementaron.

## VII. RECOMENDACIONES

- 7.1 De los tres sistemas de tratamiento pasivo T1, T2 y T3, utilizados para el ADM, se recomienda el uso del tratamiento T1 (Caliza, Suelo orgánico y arena) ya que alcanza altas eficiencias en la remoción de metales como el Cadmio, Cobre, Plomo, Zinc y Hierro.
- 7.2 Como una forma de conocer la capacidad máxima del sistema T1 (Caliza, Suelo orgánico y arena) en la remoción de altas concentraciones de Cadmio, Cobre, Plomo, Zinc y Hierro se recomienda probar con niveles de metales superiores a las utilizadas en la presente investigación.
- 7.3 A fin de conocer la posibilidad de remover una mayor cantidad de metales pesados con el sistema de tratamiento T1 (Caliza, Suelo orgánico y arena), se recomienda ampliar el espectro de metales pesados o especiación presentes en el AMD.
- 7.4 Se recomienda desarrollar pruebas complementarias al sistema de tratamiento T1 (Caliza, Suelo orgánico y arena), variando los componentes como el volumen del AMD, dimensiones del depósito, tiempos de tratamiento, tipo de materiales, etc., a fin de observar el comportamiento del sistema del sistema en relación a las nuevas variables de operación.
- 7.5 Se recomienda realizar investigaciones con técnicas o métodos pasivos que puedan asegurarnos un efluente tratado adecuadamente y que alcance los Límites Máximos Permisibles con el menor uso de energía.
- 7.6 Se recomienda aplicar el sistema de tratamiento T1 (Caliza, Suelo orgánico y arena), con otro tipo de efluentes que contengan metales pesados, a fin de probar su eficiencia en la remoción de este.

## VIII. REFERENCIAS

- Aduvire, O. (2006). Drenaje Ácido De Mina Generación Y Tratamiento. *Instituto Geológico y Minero de España*. [https://info.igme.es/SidPDF/113000/258/113258\\_0000001.pdf](https://info.igme.es/SidPDF/113000/258/113258_0000001.pdf)
- Alayo, B. y Loja, M. (2017). *Influencia de la concentración de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, Ca(OH)<sub>2</sub> y NaOH en la remoción de Mn del drenaje ácido de mina*. [Tesis de licenciatura]. Universidad Nacional de Trujillo. <https://renati.sunedu.gob.pe/handle/sunedu/2697022>
- Aymara, D. y Chávez, C. (2021). *Efecto de las condiciones de operación de humedales artificiales en la remoción de contaminantes de los efluentes del co-tratamiento de aguas ácidas de la laguna Quiulacocha*. [Tesis de licenciatura]. Universidad Nacional del Callao. <http://hdl.handle.net/20.500.12952/6810>
- Caminati, A. y Caqui, R. (2013). *Análisis y diseño de sistemas de tratamiento de agua para consumo humano y su distribución en la Universidad de Piura*. [Tesis de licenciatura]. Universidad de Piura. <https://hdl.handle.net/11042/1738>
- Caraballo, M., Macías, F., Nieto, J. y Ayora, C. (2010). Tratamiento pasivo de aguas ácidas de mina: evaluación de la eficiencia de un sistema a escala real en Mina Esperanza (Faja Pirítica Ibérica). *Macla*, 13, 57-58. <http://hdl.handle.net/10272/6717>
- Castañeda, H. (2017). *Influencia de Ph y concentración de cáscara de maracuyá en la adsorción de Plomo en un efluente minero de Llacuabamba –Pataz*. [Tesis de licenciatura]. Universidad Privada del Norte <https://hdl.handle.net/11537/29000>
- 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 licenciatura]. Escuela Politécnica Nacional. <https://bibdigital.epn.edu.ec/handle/15000/18915>
- Cordero, M. y Pinedo, A. (2021). *Remoción de plomo usando un prototipo de biofiltro, cascara de naranja en aguas del Rio Santa, Sector Chuquicara – Ancash, 2021*. [Tesis de



- licenciatura]. Universidad César Vallejo, <https://hdl.handle.net/20.500.12692/72462>
- Córdova, R., y Almeyda, C. (2020). *Tratamiento alternativo de aguas residuales domésticas mediante filtros consecutivos para poblaciones rurales*. [Tesis de licenciatura]. Universidad Nacional de Ingeniería. <http://repositorioslatinoamericanos.uchile.cl/handle/2250/2342335>
- Dávila, N. (2012). *Caracterización del proceso de biosorción de metales pesados mediante residuos sólidos de café*. [Tesis de doctorado]. Universidad Autónoma de Nuevo León. <http://eprints.uanl.mx/2728/1/1080237535.pdf>
- De la Cruz, E. (2006). Mitigación de drenaje ácido en minas subterráneas aplicando fangos artificiales. Caso: mina Orcopampa. *Revista del Instituto de Investigaciones*, 9(17), 69-74. <https://revistasinvestigacion.unmsm.edu.pe/index.php/iigeo/article/view/696/549>
- Diario Gestión. (20 de setiembre de 2022). Minería verde en Perú: una transición hacia grandes oportunidades. *Diario Gestión*. <https://gestion.pe/publireportaje/mineria-verde-en-peru-una-transicion-hacia-grandes-oportunidades-noticia/>
- Garagorri, D. y Vela, F. (15 de noviembre de 2020). Drenaje ácido de mina (DAM): problemática en los cuerpos de agua y en la biósfera. *Grupo Estudiantil del medio ambiente y recursos del agua [GEMRA]*. <http://blog.pucp.edu.pe/blog/gemrapucp/2020/11/15/drenaje-acido-de-mina-dam-problematica-en-los-cuerpos-de-agua-y-en-la-biosfera/>
- Giosa, E., Mammides, C., & Zotos, S. (2018). The importance of artificial wetlands for birds: A case study from Cyprus. *PLOS ONE*, 13(5), 1-18. 10.1371/journal.pone.0197286
- Jaramillo, A. y Paredes, J. (2019). *Evaluación de la eficiencia de un sistema de dos filtros percoladores en serie para el tratamiento de aguas residuales domésticas en la urbanización Santa Lucía – Morales, 2018*. [Tesis de licenciatura]. Universidad Peruana Unión. <https://repositorio.upeu.edu.pe/handle/20.500.12840/1832>

- Kleinmann, R.; Hedin, R. & Nairn RW. 1998. Treatment of mine drainage by anoxic limestone drains and constructed wetlands. In: Geller A, Klapper H, Salomons W (Eds). *Acidic Mining Lakes: Acid Mine Drainage, Limnology and Reclamation*.
- Kuyucak, N. y Volesky, B. (1990). Biosorption by algal biomass. In: Volesky, B. (Ed). *Biosorption of heavy metals*.
- Larraguibel, A. T. (2020). *Optimización de tecnología DAS en laboratorio para retención de sulfato y metales de drenaje ácido de minas andinos utilizando residuos agro-industriales ricos en  $\text{CaCO}_3$  y Witherita ( $\text{BaCO}_3$ )*. [Tesis de magister]. Universidadde Chile. <https://repositorio.uchile.cl/handle/2250/175231>
- Lazarte, E., Nonato, J. y Vallejos, F. (2019). *Uso de la cáscara de maracuyá (*Pasiflora edulis*) para la bioadsorción de metales pesados de cobre y zinc en aguas del río Chillón, Callao, 2019*. [Tesis de bachillerato]. Universidad César Vallejo. <https://hdl.handle.net/20.500.12692/35703>
- Ledesma, V. y Wenceslao, J. (2019). *Propuesta de tratamiento del depósito de relaves de Quiulacocha-Pasco para su remediación ambiental, basada en experiencias exitosas en empresas mineras*. [Tesis de maestría]. Universidad Nacional Daniel Alcides Carrión. <http://repositorio.undac.edu.pe/handle/undac/878>
- León, L. (2018). *Aplicación del método de tratamiento pasivo Dispersed Alkaline Substrate (DAS), para la remoción de metales, contenidos en el drenaje ácido de mina Julcani, Perú*. [Tesis de licenciatura]. Universitat de Barcelona. [https://renati.sunedu.gob.pe/bitstream/sunedu/1312063/1/Leon\\_Castro\\_LL.pdf](https://renati.sunedu.gob.pe/bitstream/sunedu/1312063/1/Leon_Castro_LL.pdf)
- Licapa, G. (2015). *Influencia del tiempo de retención y composición del sustrato en la remoción de hierro y cobre del drenaje ácido de mina en humedales artificiales*. [Tesis de maestría]. Universidad Nacional de Cajamarca. <http://hdl.handle.net/20.500.14074/1553>

López, A. (2017). *Pruebas de Tratamiento de Drenaje Ácido en un Sistema Continuo de Celdas con Rocas Filita y Caliza*. [Tesis de licenciatura]. Universidad Nacional Autónoma de México.

<http://www.ptolomeo.unam.mx:8080/jspui/bitstream/132.248.52.100/12265/1/Tesis.pdf>

Matilainen, A., Lindqvist, N. y Tuhkanen, T. (2005). Comparison of the efficiency of aluminium and ferric sulphate in the removal of natural organic matter during drinking water treatment process. *Environmental Technology*, 26(8), 867-876.

10.1080/09593332608618502

Núñez, F. (2021). *Jacinto de agua y tiempo de permanencia en el proceso de fitorremediación de las Lagunas PTAR-El Indio*. [Tesis de magister]. Universidad Nacional de Piura.

<https://repositorio.unp.edu.pe/bitstream/handle/20.500.12676/2705/IASIN-NUN-ALB-2021.pdf?sequence=1&isAllowed=y>

Reyes, Y. C., Vergara, I., Torres, O. E., Díaz, M., & González, E. E. (2016). Contaminación por Metales Pesados: Implicaciones en Salud, Ambiente Y Seguridad Alimentaria. *Revista Ingeniería, Investigación y Desarrollo*, 16(2), 66-77.

<https://dialnet.unirioja.es/descarga/articulo/6096110.pdf>

Rivera, M., Romero, F., Sedov, S., & Solleiro, E. (2020). Carbonatos pedogénicos para el tratamiento del drenaje ácido de mina (DAM). Experimentos de laboratorio. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana*, 72(1), 1-16.

<https://doi.org/10.18268/bsgm2020v72n1a250919>

Rodríguez, R. (2019). *Remoción de metales pesados presentes en el drenaje ácido de minería y su impacto ambiental en la comunidad de la cuenca Porcón*. [Tesis de licenciatura].

Universidad Nacional del Callao.

<http://repositorio.unac.edu.pe/bitstream/handle/20.500.12952/4197/Rodriguez%20Vil>

[chez\\_IF\\_2019.pdf?sequence=1&isAllowed=y](#)

Sánchez, J. y Ferreira, J. (2012). Drenajes ácidos de mina: Alternativas de tratamiento. *Revista de Medio Ambiente y Minería*, 1, 20-33.

[http://www.scielo.org.bo/pdf/mamym/n1/n1\\_a03.pdf](http://www.scielo.org.bo/pdf/mamym/n1/n1_a03.pdf)

Shabala, A. & Ekolu, S. (2019). Quality of water recovered by treating acid mine drainage using pervious concrete adsorbent. *Water SA*, 44(4), 638-647.

[https://www.researchgate.net/publication/336895205\\_Quality\\_of\\_water\\_recovered\\_by\\_treating\\_acid\\_mine\\_drainage\\_using\\_pervious\\_concrete\\_adsorbent](https://www.researchgate.net/publication/336895205_Quality_of_water_recovered_by_treating_acid_mine_drainage_using_pervious_concrete_adsorbent)

Soriano, R. (2018). *Evaluación de la eficiencia en neutralización y remoción de metales pesados (fe, cu, pb, zn) del drenaje ácido de mina con lodos de baja densidad a nivel planta piloto de Cía Minera Huancapeti – 2016*. [Tesis de licenciatura]. Universidad Nacional Santiago Antúnez de Mayolo.

<http://repositorio.unasam.edu.pe/handle/UNASAM/2828>

Taboada Sinche, Hillary Ailyn; Marmanillo Serpa, Virginia Martina. *Evaluación de la adsorción de cobre (II) con cáscara de huevo de las aguas de relave minero*. [Tesis de licenciatura]. Universidad Nacional Centro del Perú.

<https://renati.sunedu.gob.pe/handle/sunedu/2404402>

Vargas, A. (2022). *Efecto de la neutralización-precipitación química empleando hipoclorito de sodio y óxido de calcio, en la remoción de metales pesados en las aguas ácidas del pasivo ambiental, Distrito de Simón Bolívar, Pasco–2021*. [Tesis de licenciatura]. Universidad de Huánuco.

<http://distancia.udh.edu.pe/bitstream/handle/123456789/3677/Vargas%20Baldeon%20C%20Alexandra.pdf?sequence=1&isAllowed=y>

Younger, P. (1998). *Design, construction and initial operation of full-scale compost-based*

*passive systems for treatment of coal mine drainage and spoil leachate in the UK.* Proc of the International Mine Water Association Symp, Johannesburg, South Africa.

[http://www.mwen.info/docs/imwa\\_1998/IMWA1998\\_Younger\\_413.pdf](http://www.mwen.info/docs/imwa_1998/IMWA1998_Younger_413.pdf)

Younger, P.; Banwart, S. & Hedin, R. (2002). *Mine Water: Hydrology, Pollution, Remediation.* The Netherlands: Kluwer Academic Press.

Zevallos, J. (2016). *Estabilización del drenaje ácido de mina (DAM) de la Empresa Paraíso Perdido Apat.* [Tesis de magister]. Universidad Nacional del Centro del Perú.  
<https://repositorio.uncp.edu.pe/bitstream/handle/20.500.12894/4587/Zevallos%20S..pdf?sequence=1&isAllowed=y>

## IX. ANEXOS

## A. Matriz de Consistencia:

Problema	Objetivos	Hipótesis	Variables	Definición Conceptual	Definición Operacional	Dimensiones	Indicadores	Escala
<b>Problema general</b> ¿Cómo será la aplicación del método pasivo con roca caliza para el tratamiento de Drenaje Ácido de Mina de la relavera Quiulacocha en Cerro de Pasco, 2022?	<b>Objetivo general</b> Aplicar un método pasivo a partir de roca caliza para el tratamiento de Drenajes Ácidos de Mina de la Relavera Quiulacocha en Cerro de Pasco, 2022. <b>Objetivos Específicos</b> 1. Caracterizar los parámetros fisicoquímicos de los Drenajes Ácidos de Mina de la Relavera Quiulacocha en Cerro de Pasco. 2. Determinar las concentraciones finales de metales pesados y niveles de pH en los tres sistemas de tratamiento propuestos a partir de roca caliza en los Drenajes Ácidos de Mina de la Relavera Quiulacocha en Cerro de Pasco. 3. Determinar la eficiencia final del método pasivo a partir de roca caliza para el tratamiento de Drenaje Ácido de Mina de la relavera Quiulacocha en Cerro de Pasco.	<b>Hipótesis general</b> La aplicación de un método pasivo a partir de la roca caliza permitirá mejorar el tratamiento de Drenajes Ácidos de Mina de la Relavera Quiulacocha en Cerro de Pasco, 2022. <b>Hipótesis Específicos</b> 1. Los niveles de los parámetros fisicoquímicos se encuentran fuera de los Límites Máximos Permisibles para los Drenajes Ácidos de Mina de la Relavera Quiulacocha en Cerro de Pasco, 2022. 2. La elaboración de tres sistemas de tratamiento pasivos a partir de roca caliza permitirá encontrar la mejor remoción de metales y nivel de pH en los Drenajes Ácidos de Mina de la Relavera Quiulacocha en Cerro de Pasco. 3. El acondicionamiento de tres sistemas de tratamiento pasivo a partir de roca caliza permitirá encontrar el de mayor eficiencia para el tratamiento de Drenaje Ácido de Mina de la relavera Quiulacocha en Cerro de Pasco.	<b>Variable Independiente</b>          <b>Variable Dependiente:</b>          Tratamiento de Drenaje Ácido de Mina	El tratamiento pasivo es una técnica reconocida para la restauración de actividades mineras cerradas o abandonadas ya que permite la reutilización de materiales residuales y requiere bajo mantenimiento y uso de energía Jouini, M., Neculita, C. y Mostafa, T. (2020)          La adición de Cal al agua libera iones de tipo oxidrilo en la solución aumentando el pH de esta, en consecuencia, los metales disueltos tienden a precipitar, así por ejemplo, un proceso de LDS opera en niveles de 8.8 a 9 a fin de lograr la total remoción de los iones metálicos (Aduvire, 2006).	El diseño de los tres estanques para el acondicionamiento de la roca caliza será evaluado en relación con las dimensiones: largo, ancho y altura, con la finalidad de estandarizarlos y colocar posteriormente los volúmenes correspondientes de roca caliza para cada estanque en particular y ver su eficiencia en el tiempo.          El tratamiento del Drenaje Ácido de Mina será evaluado en relación con sus parámetros fisicoquímicos como Temperatura, Conductividad Eléctrica, pH y la concentración de Metales Pesados cuyo indicador será medido a través del porcentaje de eficiencia.	DISEÑOS DE ESTANQUES          ROCA CALIZA          PARAMETROS FISICOS          PARÁMETROS QUIMICOS	Volumen  Dimensiones  Flujo  Volumen  Tamaño del material  Peso  Cantidad  Temperatura  Conductividad Eléctrica  Potencial de Hidrógeno  Metales Pesados (Pb, Cd, Fe, Zn y Cu)  Tiempo  Eficiencia	L  HxLxA  L/min  m3  cm3  kg  %  °C  uS/cm  Unidad de Ph  mg/l  %

## B. PANEL FOTOGRÁFICO:

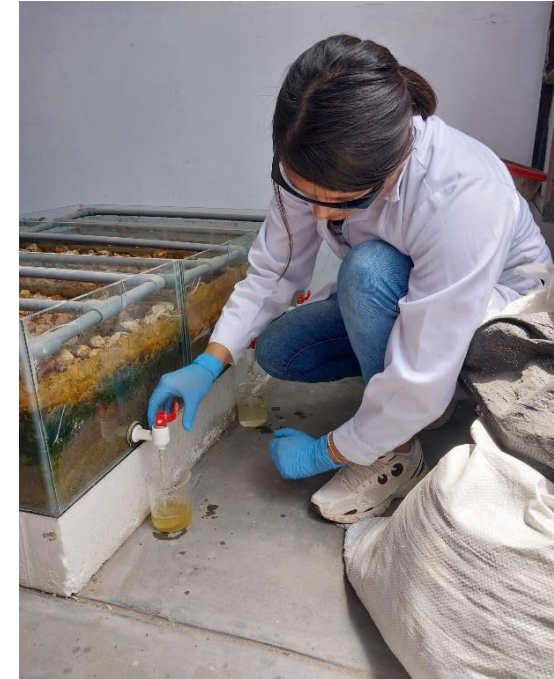
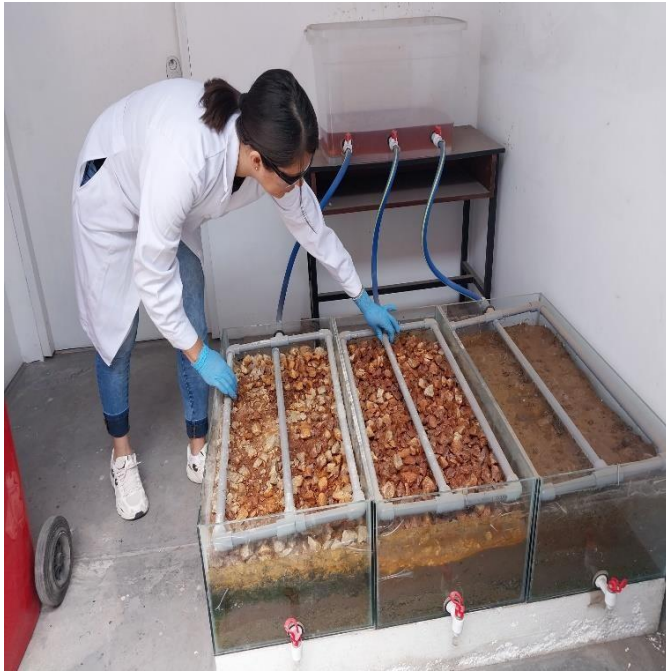


Muestras de campo con DAM y acondicionamiento de los 3 sistemas de tratamiento pasivo con roca caliza.

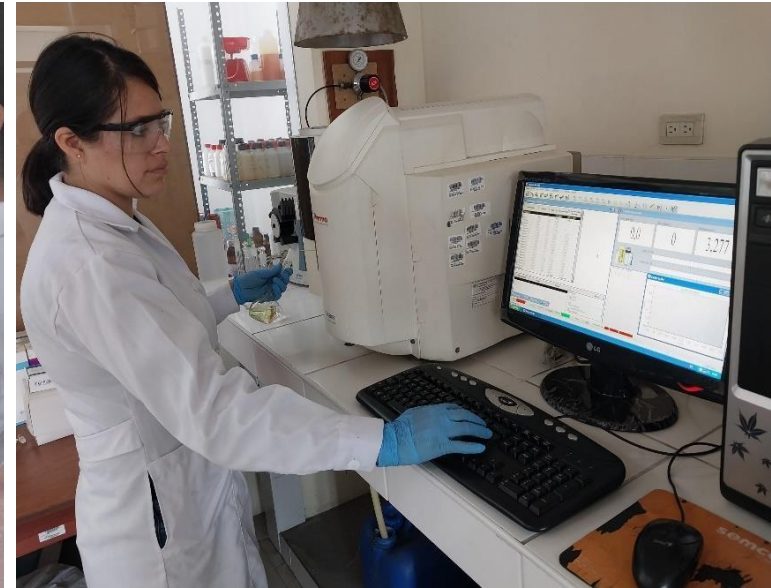


Llenado del tanque repartidor con DAM y arranque de los 3 sistemas de tratamiento pasivo.





Toma de muestras DAM terminado el tiempo de tratamiento a los 5, 10, 15, 20 y 25 días.



Medición de parámetros fisicoquímicos y determinación de metales pesados por absorción atómica.