



**UNIVERSIDAD TÉCNICA DE AMBATO**  
**FACULTAD DE CIENCIA E INGENIERÍA EN ALIMENTOS**  
**Y BIOTECNOLOGÍA**  
**CARRERA DE INGENIERÍA BIOQUÍMICA**



---

**Tema:** Tratamiento fisicoquímico de drenajes ácidos de roca (DARs) provenientes de las actividades de minería metálica en Ecuador

---

Trabajo de Titulación, Modalidad: Proyectos de Investigación, previo la obtención del Título de Ingeniera Bioquímica, otorgado por la Universidad Técnica de Ambato, a través de la Facultad de Ciencia e Ingeniería en Alimentos y Biotecnología.

**Autor:** Raquel Elizabeth Jurado Amaluisa

**Tutor:** PhD. Rodney David Peñafiel Ayala

**Ambato-Ecuador**

**Marzo - 2022**

## **APROBACIÓN DEL TUTOR**

Dr. Rodny David Peñafiel Ayala

CERTIFICA:

Que el presente trabajo de titulación ha sido prolijamente revisado. Por lo tanto, autorizo la presentación de este trabajo de Titulación bajo la modalidad Proyecto de Investigación, el mismo que responde a las normas establecidas en el Reglamento de Títulos y Grados de la Facultad de Ciencia e Ingeniería en Alimentos y Biotecnología.

Ambato, 15 de diciembre de 2021

---

Dr. Rodny David Peñafiel Ayala

C.I.: 1712283520

**TUTOR**

## DECLARACIÓN DE AUTENTICIDAD

Yo, Raquel Elizabeth Jurado Amaluisa, manifiesto que los resultados obtenidos en el presente Trabajo de Titulación, modalidad Proyecto de Investigación, previo a la obtención del título de Ingeniera Bioquímica, son absolutamente originales, auténticos y personales, a excepción de las citas bibliográficas.



---

Raquel Elizabeth Jurado Amaluisa

C.I.: 1804694758

**AUTORA**

## **APROBACIÓN DE LOS MIEMBROS DEL TRIBUNAL DE GRADO**

Los suscritos Profesores Calificadores, aprueban el presente Trabajo de Titulación, modalidad Proyecto de Investigación, el mismo que ha sido elaborado de conformidad con las disposiciones emitidas por la Facultad de Ciencia e Ingeniería en Alimentos y Biotecnología de la Universidad Técnica de Ambato.

Para constancia firman:

---

Presidente del Tribunal

---

Ing. MSc. Daniel Alfonso Cabrera Valle

C.I.: 1802561595

---

PhD. Santiago Esmiro Cadena Carrera

C.I.: 1715602593

Ambato, 04 de Febrero de 2022

## **DERECHOS DE AUTOR**

Autorizo a la Universidad Técnica de Ambato, para que haga de este Trabajo de Titulación o parte de él, como documento disponible para su lectura, consulta y procesos de investigación, según las normas de la institución.

Cedo los Derechos en línea patrimoniales de mi Trabajo de Titulación, con fines de difusión pública, además apruebo la reproducción de este, dentro de las regulaciones de la Universidad, siempre y cuando esta reproducción no suponga una ganancia económica y se realice respetando mis derechos de autor.



Raquel Elizabeth Jurado Amaluisa

C.I.: 1804694758

**AUTORA**

## DEDICATORIA

*Primeramente, a Dios, por ser mi guía en cada paso que he dado, por darme salud, vida y mantenerme firme y valiente frente a las adversidades.*

*A mi padre amado, Luis Jurado, por todo su trabajo, esfuerzo, motivación y dedicación, gracias a usted he logrado cumplir una meta más, que no hubiese sido posible sin usted, es y será mi mayor motivación para seguir avanzando en el camino correcto, el que usted me inculcó.*

*A mi amada madre, Irene Amaluisa, por enseñarme a nunca rendirme y motivarme a superar cada adversidad que se ha presentado en mi vida, por ser trabajadora, incansable y por tener tanto amor para sus hijos y velar por nuestro bien, cada logro que alcancemos será suyo también.*

*A mi hermana amada, Abigail Jurado, por ser mi hermana, amiga y confidente, por apoyarme en las dificultades y momentos difíciles de mi vida motivándome a seguir adelante y no rendirme, siempre estaré agradecida con usted por todo su amor y apoyo.*

*A mi amado hermano, Luis Jurado, por apoyarme en cada paso que he dado, festejar los logros que he obtenido y por ser un guía de perseverancia, trabajo, esfuerzo y lucha diaria para hacer feliz y cuidar a los que ama.*

## **AGRADECIMIENTO**

A la Universidad Técnica de Ambato, Facultad de Ciencia e Ingeniería en Alimentos y Biotecnología, carrera de Ingeniería Bioquímica, por haberme permitido formar parte de ella adquiriendo sus enseñanzas y conocimientos.

Al Doctor Rodny Peñafiel, por haberme dado la oportunidad de realizar el presente trabajo, por su compromiso, ayuda y disposición, permitiendo culminar con éxito el proyecto de investigación.

A los docentes que fueron participes para que este trabajo se lleve a cabo, Ing. MSc. Daniel Cabrera y PhD. Santiago Cadena, aportando con sus valerosos conocimientos.

A mis compañeros y amigos, por las experiencias vividas dentro y fuera de los salones de clase.

A todos los docentes por haberme inculcado e impartido sus enseñanzas académicas y formación profesional.

## ÍNDICE GENERAL DE CONTENIDO

<b>APROBACIÓN DEL TUTOR.....</b>	<b>ii</b>
<b>DECLARACIÓN DE AUTENTICIDAD .....</b>	<b>iii</b>
<b>APROBACIÓN DE LOS MIEMBROS DEL TRIBUNAL DE GRADO .....</b>	<b>iv</b>
<b>DERECHOS DE AUTOR.....</b>	<b>v</b>
<b>DEDICATORIA.....</b>	<b>vi</b>
<b>AGRADECIMIENTO .....</b>	<b>vii</b>
<b>RESUMEN .....</b>	<b>xiii</b>
<b>ABSTRACT.....</b>	<b>xiv</b>
<b>CAPÍTULO I.....</b>	<b>1</b>
<b>MARCO TEÓRICO .....</b>	<b>1</b>
1.1.    Antecedentes investigativos .....	1
1.1.1.    Actividad minera .....	1
1.1.2.    Impactos de la actividad minera .....	4
1.1.3.    Minería en Ecuador .....	7
1.1.4.    Generalidades sobre el tratamiento de aguas residuales.....	8
1.1.5.    Drenajes ácidos de roca (DAR) .....	12
1.1.6.    Control de los DAR .....	14
1.1.7.    Tratamiento de los DAR.....	15
1.1.8.    Planta piloto.....	18
1.2.    Objetivos .....	19
1.2.1.    Objetivo general .....	19
1.2.2.    Objetivos específicos.....	19
1.3.    Hipótesis.....	20

1.3.1.	Hipótesis nula.....	20
1.3.2.	Hipótesis alternativa .....	20
1.3.3.	Señalamiento de las variables de la hipótesis .....	20
<b>CAPÍTULO II .....</b>		<b>22</b>
<b>MATERIALES Y MÉTODOS .....</b>		<b>22</b>
2.1.	Materiales, equipos y reactivos.....	22
2.1.1.	Materiales .....	22
2.1.2.	Equipos.....	23
2.1.3.	Reactivos .....	23
2.2.	Métodos.....	24
2.2.1.	Análisis de los DAR .....	24
2.2.2.	Prueba de jarras .....	29
2.2.3.	Validación del proceso de remoción de metales y acidez .....	31
2.2.4.	Tratamiento del DAR Sintético .....	34
2.2.5.	Tratamiento del DAR Real de Saira María .....	35
<b>CAPÍTULO III.....</b>		<b>37</b>
<b>RESULTADOS Y DISCUSIÓN .....</b>		<b>37</b>
3.1.	Análisis y discusión de los resultados.....	37
3.1.1.	Caracterización de los drenajes ácidos de roca (DAR) en estado crudo.....	37
3.1.2.	Prueba de jarras .....	40
3.1.3.	Validación del proceso de remoción de metales y acidez .....	46
3.1.4.	Caracterización y tratamiento de Drenaje Ácido de Roca Sintético.....	47
3.1.5.	Caracterización y tratamiento de Drenaje Ácido de Roca de Saira María.....	57
3.2.	Verificación de la hipótesis .....	62
<b>CAPÍTULO IV .....</b>		<b>63</b>

<b>CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.....</b>	<b>63</b>
4.1. Conclusiones .....	63
4.2. Recomendaciones .....	64
<b>BIBLIOGRAFÍA .....</b>	<b>65</b>
<b>ANEXOS.....</b>	<b>70</b>

### ÍNDICE DE TABLAS

<b>Tabla 1.</b> Cantidades de reactivos a añadir para la determinación de DQO .....	26
<b>Tabla 2.</b> Rango de la recta de calibración y límites de detección.....	29
<b>Tabla 3.</b> DAM sintético para prueba de jarras .....	29
<b>Tabla 4.</b> Composición DAR sintético para planta piloto .....	34
<b>Tabla 5.</b> Límites de detección según los parámetros de medición .....	37
<b>Tabla 6.</b> Caracterización de drenajes ácidos de roca en estado crudo .....	38
<b>Tabla 7.</b> Caracterización prueba de jarras sobrenadante .....	41
<b>Tabla 8.</b> Caracterización prueba de jarras, lodos .....	41
<b>Tabla 9.</b> % de remoción de contaminantes, prueba de jarras sobrenadante .....	45
<b>Tabla 10.</b> Caracterización del DAM sintético en la planta piloto, Primera Corrida .....	48
<b>Tabla 11.</b> Caracterización del DAM sintético en la planta piloto, Segunda Corrida.....	48
<b>Tabla 12.</b> Caracterización del DAM sintético en la planta piloto, Tercera Corrida .....	49
<b>Tabla 13.</b> Caracterización del DAM sintético en la planta piloto, Cuarta corrida.....	49
<b>Tabla 14.</b> Caracterización del DAM sintético en la planta piloto, Quinta corrida.....	50
<b>Tabla 15.</b> Caracterización del DAM sintético en la planta piloto, Sexta corrida .....	50
<b>Tabla 16.</b> Caracterización del DAM sintético en la planta piloto, Séptima corrida .....	51
<b>Tabla 17.</b> Caracterización del DAM sintético en la planta piloto, Octava corrida .....	51
<b>Tabla 18.</b> Resumen DAM sintético tratado en la planta piloto .....	54
<b>Tabla 19.</b> Porcentaje de remoción de DAM sintético .....	56
<b>Tabla 20.</b> Caracterización del DAM de Saira María tratado en la planta piloto.....	58
<b>Tabla 21.</b> Porcentaje de Remoción de Efluente tratado, DAM Saira María.....	60

## ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Disminución de agua en la “Quebrada Careperro” debido a la explotación minera, en Colombia, en el municipio de Anzá .....	5
Figura 2. Contaminación del río Puyango debido a la explotación minera.....	7
Figura 3. Tratamiento de los DAR utilizando humedales anaerobios.....	17
Figura 4. Esquema del tratamiento activo de los DAR.....	18
Figura 5. Esquema del sistema de tratamiento del drenaje ácido de mina .....	33
Figura 6. Dimensiones del sistema de tratamiento del drenaje ácido de mina. Dimensiones en centímetros.....	33
Figura 7. Sistema de tratamiento del drenaje ácido de mina. Planta piloto instalada. ....	47
Figura 8. Sección de neutralización, sedimentación y filtro de piedra caliza de la planta piloto instalada .....	47
Figura 9. Curva de calibración Cadmio realizada en el espectrofotómetro de absorción atómica AA500.....	70
Figura 10. Curva de calibración de Plomo realizada en el espectrofotómetro de absorción atómica AA500.....	70
Figura 11. Curva de calibración de Manganeseo realizada en el espectrofotómetro de absorción atómica AA500 .....	70
Figura 12. Curva de calibración de Arsénico realizada en el espectrofotómetro de absorción atómica AA500.....	71
Figura 13. Curva de calibración DQO, método colorimétrico .....	71
Figura 14. Curva de calibración Fosfato, método colorimétrico.....	71
Figura 15. Curva de Calibración Aluminio, Prueba de Jarras.....	72
Figura 16. Análisis de los contaminantes presentes en los DAM .....	72
Figura 17. Determinación de DQO presente en los DAM.....	73
Figura 18. Determinación de hierro, fosfato y DQO presente en los DAM.....	73
Figura 19. Planta Piloto.....	73
Figura 20. Diagrama Eh-pH del hierro.....	74

## ÍNDICE DE ECUACIONES

Ecuación 1. Pirita - liberación de hierro y sulfato .....	13
Ecuación 2. Oxidación de Hierro (II) .....	13
Ecuación 3. Formación de Hidróxido de hierro .....	13
Ecuación 4. Cálculo de la concentración de metales en lodos secos, prueba de jarras .....	30
Ecuación 5. Porcentaje de remoción .....	44

## RESUMEN

Los tratamientos activos y pasivos son utilizados como una opción rentable para tratar drenajes ácidos de mina (DAM) a través del uso de procesos físicos, químicos o microbiológicos. Estos drenajes se caracterizan por ser altamente ácidos, además de presentar altas concentraciones de metales pesados que son tóxicos para el medio ambiente y los seres vivos. El presente estudio tiene como finalidad la remoción de metales y la neutralización de acidez de DAM obtenidos de Santa Rosa, provincia El Oro, para ello se validará este proceso a través del diseño, montaje y funcionamiento de una planta piloto de operación continua, la cual involucra procesos fisicoquímicos, ésta consta del reactor inicial en donde se da la neutralización, aireación y coagulación, seguido del sedimentador en donde se retiene el lodo y finalmente, el filtro por arena/piedra caliza. Los porcentajes de remoción promedio fueron de 100 por ciento de hierro, 99.94 por ciento de cobre, 100 por ciento de arsénico, 94.06 por ciento de cadmio, 99.66 por ciento de manganeso, 95.73 por ciento de aluminio, y se obtuvo un pH final de 8.42, cumpliendo todos los parámetros con los límites establecidos para su liberación. El sulfato no fue removido, sin embargo, se encuentra debajo del límite máximo permisible para su liberación. A partir de los resultados obtenidos se logra evidenciar la efectividad e importancia del montaje y funcionamiento de una planta piloto para la remoción de metales y neutralización de acidez presentes en los drenajes ácidos de minas de Santa Rosa, provincia El Oro.

**Palabras clave:** Gestión ambiental, impacto ambiental, tratamiento de aguas, drenajes ácidos de roca, DAM, minería metálica, Ecuador.

## ABSTRACT

Active and passive treatments are used as a cost effective option to treat acid mine drainage (AMD) through the use of physical, chemical or microbiological processes. These drainages are characterized by being highly acidic, in addition to presenting high concentrations of heavy metals that are toxic to the environment and living beings. The purpose of this study is the removal of metals and the neutralization of acidity of AMD obtained from Santa Rosa, El Oro province, for which this process will be validated through the design, assembly and operation of a continuous operation pilot plant, which involves physicochemical processes, it consists of the initial reactor where neutralization, aeration and coagulation take place, followed by the settler where the sludge is retained and finally, the sand/limestone filter. The average removal percentages were 100 percent iron, 99.94 percent copper, 100 percent arsenic, 94.06 percent cadmium, 99.66 percent manganese, 95.73 percent aluminum, and a final pH of 8.42, fulfilling all the parameters with the limits established for its release. The sulfate was not removed, however, it is below the maximum permissible limit for its release. From the results obtained, it is possible to demonstrate the effectiveness and importance of the assembly and operation of a pilot plant for the removal of metals and neutralization of acidity present in the acid drainage of mines in Santa Rosa, El Oro province.

**Keywords:** Environmental management, environmental impact, water treatment, acid rock drainage, AMD, metallic mining, Ecuador.

# CAPÍTULO I

## MARCO TEÓRICO

### 1.1. Antecedentes investigativos

#### 1.1.1. Actividad minera

La minería pertenece al sector primario de las actividades económicas, esta puede clasificarse en dos tipos dependiendo de la extracción que se realice, pudiendo ser, combustibles fósiles y minerales. La extracción de minerales por su parte pueden ser extracciones metálicas como son mercurio, hierro, plomo, plata, oro, los cuales son utilizados para fabricar productos industriales; o también puede ser extracciones de mármol, granito, cuarzo, arcilla, entre otros, los cuales son utilizados principalmente en la construcción (**Viana, 2018**).

##### 1.1.1.1. Etapas de la actividad minera

De manera general, son siete las etapas o fases de un proyecto minero, encontrándose en cada una de ellas diversos daños al medio ambiente, estas etapas inician con un análisis o exploración de la zona, y culminan con el cierre de mina y con ello la culminación del proyecto (**ELAW, 2010**).

##### - **Exploración**

En la exploración se analizará el lugar en donde se realizará la actividad minera, para lo cual se tomará en cuenta principalmente la presencia en grandes cantidades del mineral que se busca extraer, en esta fase se elimina gran parte de la vegetación para permitir el paso de maquinaria pesada necesaria (**Aduvire, 2006**).

## - **Desarrollo**

La segunda etapa es el desarrollo, en donde se preparará el sitio para la posterior explotación, construyendo caminos de acceso e implementando todos los recursos que se necesitarán, en esta etapa la fauna de la zona se ve gravemente afectada ya que muchas veces dichos caminos pasan por sitios ecológicos sensibles o por comunidades (**Adivire, 2006**).

## - **Explotación**

La tercera etapa es la explotación de la mina, para ello se procederá dependiendo del tipo de explotación a realizar, estas pueden ser: minería subterránea, en donde es necesaria la excavación de túneles y conductos verticales con la finalidad de tener paso directo hacia los minerales, la minería aluvial se realiza en aguas superficiales en donde se utilizan excavadoras para extraer los minerales.

Finalmente, la minería superficial requiere del uso de maquinaria pesada como excavadoras, con la finalidad de remover vegetación y suelo hasta llegar a los minerales. Todos estos tipos de explotación comprometen el medio ambiente ya que afectan tanto a la vegetación como a los recursos hídricos (**Adivire, 2006; ELAW, 2010**).

## - **Desecho**

La cuarta etapa es el desecho de roca que se produce en la explotación minera, por lo general los minerales se encuentran debajo de una capa de roca por lo cual es necesario extraerla para obtener los minerales, esta suele ser colocada en montículos en el mismo sitio de donde se la extrajo, o como relleno de túneles, estas rocas suelen tener niveles tóxicos de ciertas sustancias lo cual afecta al medio ambiente (**Herrera, 2016**).

## - **Extracción**

Esta etapa consiste básicamente en extraer el mineral que ya se encuentra accesible, de igual forma constituye en afectaciones al ecosistema ya que se utilizará maquinaria pesada para dicha extracción, además de vehículos pesados para transportar los minerales para su posterior procesamiento (**Torregrosa et al., 2019**).

## - **Procesamiento**

Después de haber sido extraído los minerales, sigue la etapa de procesamiento, esta es necesaria debido a que los minerales vienen con grandes cantidades de desechos los cuales serán retirados a través de una serie de procesos físicos y químicos, estos incluyen procesos de precipitación, extracción con solventes, flotación, separación electrostática o magnética, o por gravedad. Los residuos y desechos extraídos generalmente son colocados en forma de relaves o pilas, las cuales son dañinas para el ecosistema ya que contienen grandes cantidades de sustancias tóxicas (**Herrera, 2016; Torregrosa et al., 2019**).

## - **Cierre**

La etapa de cierre tiene como meta realizar la rehabilitación del sitio en donde se realizó la actividad minera, en donde se busca dejarlo como al principio del proyecto, sin embargo, debido a la contaminación ocasionada durante todo el proceso, además de los desechos tóxicos que son dejados, el ecosistema se ve afectado (**Romero, 2016**).

Es esta etapa principalmente la causa de la producción de los drenajes ácidos de mina, debido a que no se realiza una restauración completa del sitio en cuanto a la calidad ambiental, dejando agua que ha sido utilizada durante las operaciones mineras, contaminada por sulfuros metálicos, los cuales al entrar en contacto con oxígeno atmosférico, producirán drenajes ácidos, formándose cíclicamente e irreversiblemente y en caso de no ser tratados, perdurarán por décadas (**Chaparro, 2015**).

Los drenajes ácidos de mina ocasionan daños e impactos negativos en los recursos hídricos, en las personas y principalmente en la vida acuática del sitio, ya que contienen altas concentraciones de metales pesados y pH bajo, además, debido a la precipitación de sulfatos y hierro se generan sedimentos naranja los cuales ingresan por las branquias de los peces ocasionando su muerte (**Chaparro, 2015**).

### **1.1.2. Impactos de la actividad minera**

Como se describió en las etapas de un proyecto minero, cada una de ellas interviene en la contaminación y destrucción del ecosistema, de manera general las afectaciones o impactos que pueden ocasionar son en el suelo, en los animales, en el aire y en el agua (**Aduvire, 2006**).

#### **1.1.2.1. Impactos ambientales en el suelo**

El suelo se ve gravemente afectado en las intervenciones mineras, ya que tanto la apertura de caminos, el paso de maquinaria pesada, la extracción de los minerales y los desechos que son dejados afecta gravemente al suelo, dejándolo sin vegetación y gravemente destruido para ser reparado por los agricultores de la zona (**ELAW, 2010**).

Un ejemplo de este impacto es el estudio realizado en los suelos de la comunidad de Riotinto, España, en donde se encontró altas concentraciones de zinc, plomo, cobre y arsénico, siendo de 897, 4890, 1160 y 994 mg/kg respectivamente, además se identificó concentraciones elevadas de dichos elementos en hojas de plantas cítricas, concluyendo en que las plantas pueden absorber estos elementos resultando dañino para las personas que lo consumen (**González et al., 2008**).

#### **1.1.2.2. Impactos ambientales en los animales**

Los animales se ven afectados principalmente por la destrucción de su hábitat, ya que en el proceso de minería se extrae gran parte del suelo eliminando plantas o cultivos, de esta forma

disminuye la comodidad y hábitat de muchos animales tanto aéreos como terrestres. Adicional a ello, al rellenar ciertos drenajes, aguas subterráneas, estanques o humedales, la vida de los seres vivos acuáticos se ve afectada, además de muchas especies terrestres como son las aves costeras o acuáticas, debido a que dependen de estos sitios para protegerse, anidar u obtener alimento (Aduvire, 2006).

En la figura 1, se puede observar el impacto que ha tenido la minería en una quebrada llamada Careperro en Colombia, en el municipio de Anzá, como se puede observar, el agua de dicha quebrada es casi inexistente, afectando tanto a la vegetación como a los animales de la zona (Pérez & Betancur, 2016).



**Figura 1.** Disminución de agua en la “Quebrada Careperro” debido a la explotación minera, en Colombia, en el municipio de Anzá

**Fuente: (Pérez & Betancur, 2016).**

### **1.1.2.3. Impactos ambientales en el aire**

La calidad del aire se puede ver afectada debido a varios factores, entre ellos se encuentran: la vibración y ruido, esto se debe al uso de maquinaria pesada, de motores, al momento de desechar las rocas y más. Otro factor son las emisiones de material particulado que se producen, estas se dan en los depósitos de desechos, en las pilas de lixiviados, en las construcciones y en el uso de distintos materiales lo cual ocasiona una disminución notoria en la calidad del aire de la zona. (Torregrosa et al., 2019).

Esto se pudo corroborar en un estudio realizado en Potosí, Colombia, en donde se reportó concentraciones excesivas de material particulado, siendo de  $PM_{2.5}$   $390 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (PM es materia particulada, partículas que se encuentran en el aire), debido a que en esta zona se extrae materiales de construcción constantemente, lo cual afectaría a la salud de los pobladores cercanos y del medio ambiente **(Latorre & Torres, 2017)**.

#### **1.1.2.4. Impactos ambientales en el agua**

Los impactos en el recurso hídrico pueden deberse a varias fuentes, entre ellas se encuentran, la contaminación por los desechos como son los botaderos, pilas de desechos, las rocas o escombros y los desechos provenientes del procesamiento de los minerales. Todos ellos pueden contener sustancias tóxicas como son cianuro, níquel, cromo, cadmio, plomo y arsénico, que pueden lixiviarse y contaminar tanto las aguas superficiales como subterráneas.

Otra fuente de contaminación hídrica, que es la más común y nociva para el medio ambiente, son los drenajes ácidos de mina. Cuando estos desechos son expuestos al agua y oxígeno, se forman ácidos los cuales pueden causar graves impactos tanto en ríos como en los animales acuáticos **(Torregrosa et al., 2019)**.

Esta contaminación es notoria en Portovelo y Zaruma, en donde el río Puyango se ha visto gravemente afectado por la actividad minera que se realiza en la zona, como se observa en la figura 2, en donde se ha determinado altas concentraciones de cadmio, arsénico, mercurio, cromo, cobre y plomo. Además los animales acuáticos han desaparecido casi en su totalidad y ha afectado a los pobladores de la zona puesto que debido a la alta contaminación, han dejado de utilizar el agua de dicho río **(Guerra & Zaldumbide, 2010)**.



**Figura 2.** Contaminación del río Puyango debido a la explotación minera

**Fuente: (Guerra & Zaldumbide, 2010).**

#### **1.1.2.5. Impactos en la salud humana**

Los proyectos mineros pueden llegar a causar impactos negativos en la salud humana ya que, principalmente los drenajes ácidos de roca contienen altas concentraciones de metales disueltos además de un pH ácido, estos drenajes contaminan las fuentes hídricas utilizadas por los moradores de la zona provocado en casos graves, enfermedades severas y el incremento de mortalidad, además es muy común ver que los efectos indirectos de los DAM en la salud humana se refleja en un mayor número de personas con enfermedades gastrointestinales, bronquitis, asma y tuberculosis (ELAW, 2010).

Los metales pesados en pequeñas concentraciones no causan daños graves en la salud humana, sin embargo, cuando estos se acumulan, pueden afectar gravemente. Esto se evidencia en los moradores de la zona del proyecto Cerrejón de Colombia en donde se realiza actividades mineras, identificando que los moradores presentan infecciones respiratorias graves (Arismendy, 2020).

#### **1.1.3. Minería en Ecuador**

En el Ecuador existen grandes yacimientos aptos para la explotación minera, estos se localizan principalmente en las provincias de Morona Santiago, Azuay, El Oro, Zamora Chinchipe y Loja. Las explotaciones mineras en dichas provincias han incrementado notoriamente, reportándose en el 2018 una producción anual de 8.213 kilogramos de oro. Actualmente se han implementado proyectos mineros con la finalidad de aprovechar estos yacimientos, estos son: San Carlos Panantza, Loma Larga, Río Blanco, Mirador y Fruta del Norte **(BCE, 2020)**.

Sin embargo, el porcentaje de la participación minera en el PIB ha permanecido constante siendo de 0.48%, además las exportaciones de oro han disminuido notoriamente con relación al 2015, en donde se reportó una exportación de 20801 kg, y en el 2019 de 7007 kg. Estas explotaciones continúan siendo artesanales a través del trabajo asociativo, familiar o individual y con herramientas sencillas **(BCE, 2020)**. Es por ello por lo que no existe un adecuado control para evitar que se produzcan contaminantes. A esto se añade el alto costo de los tratamientos y la falta de regularización por parte de las autoridades, **(Montes, 2020)**

Como consecuencia de la minería ilegal y artesanal se ha producido graves daños en el ecosistema, tal es el caso investigado en la provincia de El Oro, en donde en los cantones de Portovelo y Zaruma, debido a la mala e irresponsable práctica de minería, se encontró concentraciones elevadas de sustancias nocivas en varios ríos ocasionando afecciones en la salud de los pobladores cercanos. Además se encontró concentraciones de plomo de 0.85  $\mu\text{g/g}$  de peso fresco en los pescados de dichos ríos, lo cual ha afectado en la salud tanto de las especies acuáticas como de los humanos que los consumen **(Oviedo et al., 2017)**.

#### **1.1.4. Generalidades sobre el tratamiento de aguas residuales**

##### **1.1.4.1. Tratamiento fisicoquímico**

Se abordará de manera general conceptos de los procesos involucrados en tratamientos fisicoquímicos, los cuales se utilizan en el tratamiento de DAM, y de otros efluentes resultantes de actividades industriales o de pequeñas empresas. Estos tratamientos son utilizados con la

finalidad de reducir o eliminar totalmente los contaminantes que se encuentren en los efluentes mencionados, los cuales en caso de no ser tratados adecuadamente podrían afectar la flora y fauna del sitio en donde se los desechen, así como también la salud de los seres humanos (**Llano et al., 2014**).

#### - **Neutralización**

La neutralización se lleva a cabo cuando el agua residual resultante de distintos procesos industriales tiene un pH elevado o muy bajo, esto en comparación con las normas de descarga las cuales establecen un pH aceptable de 6.5 a 8.5 basándose en las necesidades de la fauna presente en los sitios de descarga (**Altunar, 2014**).

En el caso en que dichos desechos sean aguas residuales ácidas como es el caso de los DAM, se debe añadir reactivos alcalinos con la finalidad de incrementar el pH, este reactivo puede ser el carbonato de calcio ya que generará alcalinidad, otra alternativa es el hidróxido de calcio el cual actúa rápidamente neutralizando las aguas residuales, pudiendo acelerarse esta reacción a través de la incorporación de agitación física o calor (**Herrera, 2016**).

Caso contrario, en donde las aguas residuales sean alcalinas teniendo un pH elevado en comparación con el rango permitido, se debe añadir ácidos como son el ácido sulfúrico y ácido clorhídrico, la combinación de ambos es ideal para que se produzca la neutralización rápidamente, siempre y cuando no se exceda en la dosis máxima tolerable de estos. También, se puede aprovechar el CO<sub>2</sub> para hacerlo burbujear en dichas aguas con la finalidad de neutralizarlas (**Herrera, 2016**).

#### - **Oxidación**

El objetivo de incluir el proceso de oxidación en el tratamiento de aguas residuales es la disminución y descarte de compuestos solubles los cuales no son biodegradables. Mediante la reacción generada por el aire y/o agentes suplementarios como es el peróxido de hidrogeno, es

posible excluir compuestos orgánicos e inorgánicos consiguiendo la reducción de estos contaminantes (**Forero et al., 2005**). Al incorporar oxígeno en los drenajes ácidos de mina a través de turbinas de agitación, se oxidará el hierro y otros metales presentes para posteriormente ser precipitados y retenidos en sedimentadores (**Arismendy, 2020**).

#### - **Coagulación-floculación**

En las aguas naturales se encuentran una gran cantidad de partículas disueltas y suspendidas las cuales provienen de varias fuentes como son la erosión de la tierra o desintegración de la vegetación y minerales presentes en su entorno, además de desechos domésticos e industriales, esto incluye elementos orgánicos e inorgánicos como virus, algas y bacterias los cuales están suspendidos y disueltos provocando que la calidad del agua se vea afectada (**Cabrera et al., 2009**).

Es allí donde se utiliza la coagulación y floculación, siendo una técnica en donde, a través de la adición de reactivos coagulantes ya sean minerales u orgánicos, se busca mejorar la fase de separación de partículas, neutralizando cargas y provocando que su tamaño aumente. La floculación por su parte, genera un movimiento ligero de las mismas, mediante aditivos de floculación, de manera que, al realizar el proceso de sedimentación, estas se encuentren aumentadas de tamaño, facilitando su captación y filtración (**Cabrera et al., 2009**).

#### - **Sedimentación**

La sedimentación es un pretratamiento de bajo costo y sencillo que se realiza previo a la aplicación de procesos de filtración y purificación del agua. Este método almacena el agua manteniéndola inalterada y así, las partículas se encuentran suspendidas o sedimentadas en el agua dependiendo de su composición, tamaño, origen, entre otros factores (**Belzona Inc, 2010**).

Los elementos que se encuentran suspendidos son mayormente pequeñas partículas de carga negativa debido a que se repelen al acercarse. Los sólidos y patógenos grandes se sitúan al fondo por influencia de la gravedad, facilitando de esta manera su separación del agua. El tiempo requerido para este procedimiento varía dependiendo de las condiciones y la calidad del agua **(Belzona Inc, 2010)**.

#### - **Filtración**

La filtración del agua es un sistema que, mediante un medio poroso se encarga de retirar y retener la mayor cantidad de contaminantes, los cuales surgen del proceso de sedimentación con el fin de obtener agua de buena calidad para varios propósitos. Este proceso se puede realizar mediante varios métodos, a una velocidad rápida de  $120-360 \text{ m}^3/(\text{m}^2\text{día})$  para lo cual se utiliza medios mixtos, antracita o arena, también a una velocidad lenta de  $7-14 \text{ m}^3/(\text{m}^2\text{día})$ , para lo cual se utiliza arena **(Otero, 2007)**.

#### - **Intercambio iónico**

El intercambio iónico es un proceso en donde se transfiere o intercambia especies iónicas que se encuentran disueltas en el agua, a un intercambiador iónico, allí sustituirán a iones que tienen igual signo eléctrico, éstos a su vez pasarán al agua en donde se encontraban las especies iónicas transferidas **(Sánchez, 2015)**.

Esta operación unitaria es utilizada o se produce principalmente en el tratamiento de aguas residuales, ya que a través de ello se puede eliminar amonio, aniones fuertes como sulfato o nitrato, metales pesados, alcalinidad, desmineralizar aguas y/o ablandar aguas residuales **(Sánchez, 2015)**.

#### **1.1.4.2. Procesos microbiológicos**

Un tipo de tratamiento de aguas residuales es a través de la utilización de microorganismos los cuales pueden ser hongos o bacterias, al colocarlos en las aguas a tratar, eliminan contaminantes orgánicos que se encuentren en ella puesto que los utilizan como una rica fuente de carbono para su crecimiento y desarrollo **(Bejarano & Escobar, 2015)**.

Este proceso de tratamiento de aguas residuales inicia con la transformación de los contaminantes orgánicos iniciales a tejidos celulares y gases, a continuación, se formarán coloides orgánicos y flóculos biológicos, los cuales serán removidos en sedimentadores. Este proceso puede ser anóxico, aerobio, anaerobio o combinado **(Bejarano & Escobar, 2015)**.

En el tratamiento de DAM también se puede utilizar microorganismos reductores de sulfato, los cuales van a remover la acidez y el contenido de sulfato de estos drenajes ácidos, para ello se debe incluir sustratos para el crecimiento de dichos microorganismos, un ejemplo de este tratamiento es la utilización de barreras permeables reactivas, en donde se tratará los DAM subterráneos removiendo e interceptando los contaminantes que contenga **(Pérez et al., 2016)**.

### **1.1.5. Drenajes ácidos de roca (DAR)**

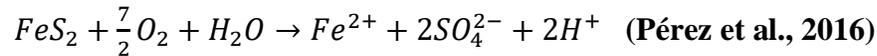
#### **1.1.5.1. Concepto y formación de los DAR**

Los drenajes ácidos de roca se caracterizan por ser altamente ácidos a un pH de 1.5 a 4.5, debido a que están formados por grandes cantidades de minerales, principalmente de sulfuros, los cuales al oxidarse acidifican el agua. Además, se caracterizan por contener altas concentraciones de manganeso en un rango de 1mg/l a 100 mg/l, zinc de 200mg/l, hierro de 50mg/l a 1000mg/l, sulfatos en altas concentraciones superando los 2500 mg/l, y otros metales tóxicos como arsénico, cadmio, mercurio, níquel, cobre, plomo y aluminio. Cuando el hierro precipita forma Fe(OH) provocando una coloración naranja **(Arismendy, 2020)**.

La formación de los DAR o DAM (drenaje ácido de mina) conlleva ciertas reacciones las cuales se detienen o avanzan dependiendo de las condiciones en las que se encuentren. Se forman

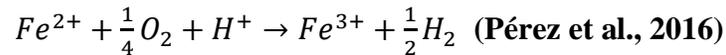
principalmente por la presencia de la pirita ( $FeS_2$ ), la cual se caracteriza por tener alto contenido de azufre y hierro, al entrar en contacto con agua y oxígeno se liberará hierro y sulfato, acidificando el agua (ecuación 1) **(Pérez et al., 2016)**.

Ecuación 1. Pirita - liberación de hierro y sulfato



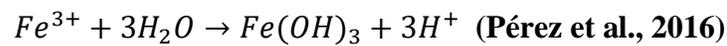
Posteriormente, el  $Fe^{2+}$  se va a oxidar a  $Fe^{3+}$  (ecuación 2)

Ecuación 2. Oxidación de Hierro (II)



Debido a causas ya sean provocadas o naturales, el pH del agua sube y ocasiona la precipitación de los metales, cada metal precipita a un pH específico, en este caso el hierro precipita a un pH de 3.5 o superior, liberando  $H^+$  y formando hidróxido (ecuación 3). Es aquí en donde se forma mayor turbidez y coloración del agua, debido al hidróxido de hierro.

Ecuación 3. Formación de Hidróxido de hierro



La pirita normalmente no se encuentra expuesta a las condiciones mencionadas para que se dé la formación de los drenajes ácidos, es la minería la cual provoca una permeabilidad en las rocas poniendo en contacto a la pirita con aguas subterráneas o superficiales y con oxígeno, por lo tanto este drenaje puede formarse de cualquier sitio de la mina que contenga sulfuros expuestos a dichas condiciones, ya sea en pilas de lixiviación, túneles, tajos abiertos, relaves o botaderos de desechos mineros. Encontrándose hasta en un 95% la pirita, en residuos mineros **(Arismendy, 2020)**.

Por otra parte, la composición, así como el incremento en la generación de estos desechos dependerá de varios aspectos como son: el proceso específico que se ha utilizado para la extracción del metal, el tipo de yacimiento, la distribución, el tamaño y la concentración de la pirita, la temperatura y la cantidad de oxígeno que estará en contacto con dichos materiales **(Chaparro, 2015)**.

Los drenajes ácidos de roca son considerados como uno de los contaminantes más peligrosos y tóxicos debido al alto contenido de metales y a la acidez del mismo, pudiendo persistir por miles de años en caso de no ser tratados, causando la muerte de animales acuáticos además de la destrucción de la fauna que se encuentre en los ríos y en los alrededores, de los animales terrestres que dependen de estos sitios para alimentarse, y consecuentemente de los pobladores que hagan uso de dicha agua o de los peces de la misma **(ELAW, 2010)**.

Esto se evidencia en el estudio realizado en el río Yauli – Junín, perteneciente a Manabí, Ecuador, en donde se determinó la calidad del agua la cual había sido contaminada por DAM proveniente de las actividades mineras cercanas al río, resultando en altas concentraciones de hierro, superando los límites establecidos de calidad ambiental, lo cual en caso de no ser tratado, provocaría un deterioro en la salud de los moradores de la zona que hacen uso de dichas aguas **(Núñez et al., 2014)**.

#### **1.1.6. Control de los DAR**

La formación de drenajes ácidos de roca pueden ser controlados o prevenidos, reduciendo las fuentes y los factores que provocan la formación de los mismos, entre estos, se puede añadir bactericidas con la finalidad de eliminar las bacterias que actúan sobre los minerales sulfurosos, también se puede controlar el pH añadiendo compuestos alcalinos que disminuyan la acidez, a través de la reducción de la entrada de oxígeno utilizando materiales que impidan su paso y evitando la entrada de agua con materiales impermeables **(Aduvire, 2006)**.

Entre las técnicas para controlar la generación de los drenajes ácidos de roca, se encuentran tres métodos los cuales son: a) inhibición bacteriana la cual se basa en controlar estrictamente la proliferación de bacterias para lo cual se aplica bactericidas como son los ácidos orgánicos, estos podrían evitar la formación de los DAR en un 50%, sin embargo, esta sería una medida que actúa solamente en un corto tiempo debido a la vida limitada que tienen dichos bactericidas; b) utilizando químicos con el fin de controlar el pH, para ello se añadirá compuestos alcalinos con la finalidad de reducir la acidez de los drenajes, también se puede rellenar con sustancias carbonatadas, y c) añadir mezclas de compuestos ácido/base (**Aduvire, 2006**).

### **1.1.7. Tratamiento de los DAR**

El tratamiento de los drenajes ácidos de roca tiene como finalidad la eliminación o disminución de la concentración de metales contaminantes, además de la neutralización del pH ácido característico de dichos drenajes. De manera general los tratamientos de los DAR pueden ser mediante métodos pasivos, los cuales se caracterizan por la intervención menor posible del ser humano, por otro lado, en los métodos activos es necesario realizar operaciones continuas, por ejemplo el tratamiento de drenajes ácidos a través de una planta de tratamiento químico (**Aduvire, 2006**).

#### **1.1.7.1. Tratamiento pasivo de los DAR**

El tratamiento pasivo tiene como finalidad la eliminación o reducción de sustancias contaminantes, la precipitación de metales y la neutralización del pH ácido característico de los DAR. Para emplear los tratamientos pasivos es necesario tener en cuenta varios factores que podrían afectar en la efectividad del método, estos son, la composición que presente el DAM, el área, las características que tienen el agua que se van a tratar y el tiempo que se retiene el agua (**Aduvire, 2006**).

Este tratamiento es mayoritariamente utilizado por las empresas mineras debido a su bajo costo, ya que no se utiliza sustancias químicas ni electricidad. Entre los tratamientos pasivos se encuentran las barreras permeables, los sistemas que producen alcalinidad, los drenajes en donde se utiliza como medio filtrante piedra caliza, humedales y reactores bioquímicos **(Torregrosa et al., 2019)**.

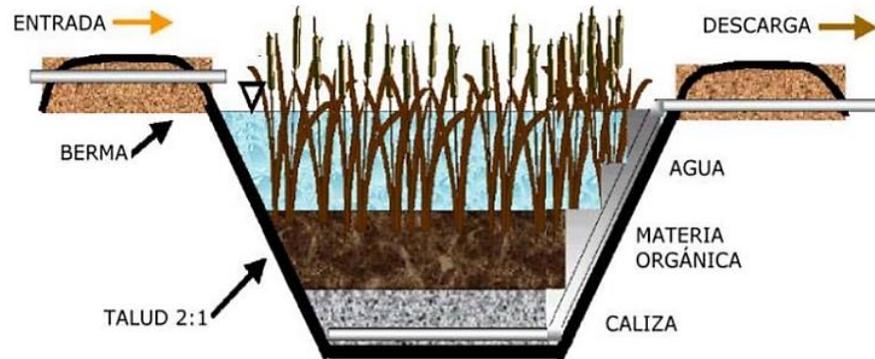
Los tratamientos pasivos se pueden dividir de manera general en químicos y biológicos, siendo los químicos en donde se producen reacciones de óxido reducción, mientras que los biológicos utilizan bacterias anaerobias las cuales degradarán los contaminantes. Estas bacterias pueden ser mesófilas o termófilas y deben desarrollarse en pH de 1.5 a 3. Estos tratamientos pasivos son utilizados principalmente para tratar DAM en sitios mineros que han sido abandonados o cerrados **(Romero, 2016)**.

En la figura 3 se observa un sistema de tratamiento pasivo de los DAR en donde se utiliza humedales anaerobios los cuales se han implementado mayoritariamente en el tratamiento de estos drenajes, en este proceso entrará el DAM a tratar por gravedad, en el fondo se colocará una capa de piedra caliza, seguido de materia orgánica formada principalmente por aserrín, heno, turba, compost y estiércol **(Aduvire, 2006)**.

Aquí se dará la remoción y tratamiento de DAM a través de procesos de fitoestimulación por parte de los microorganismos que se encuentren en la materia orgánica, estas bacterias van a servir como estímulo para que se dé el crecimiento de las plantas, las cuales utilizarán los contaminantes como nutrientes. Además se producirá procesos de fitodegradación en donde los contaminantes se transformarán en nutrientes necesarios para la planta, a través de las raíces de las plantas **(Arismendy, 2020)**.

Adicionalmente se darán procesos de fitovolatilización en donde serán volatilizados los contaminantes que han sido extraídos por las plantas, y procesos de fitoextracción los cuales se realizan a través de las hojas de las plantas. La piedra caliza colocada por su parte realizará la función de filtrar y eliminar residuos contaminantes del DAM que ingrese. Este tipo de

tratamiento se realiza en drenajes en donde la concentración de metales sea baja, y ligeramente ácido (Arismendy, 2020).



**Figura 3.** Tratamiento de los DAR utilizando humedales anaerobios

**Fuente:** (Aduvire, 2006).

### 1.1.7.2. Tratamiento activo de los DAR

El tratamiento activo se basa en la utilización de sustancias alcalinas con la finalidad de neutralizar la acidez de los drenajes para que se puedan precipitar los metales pesados contaminantes, para ello se puede añadir amoníaco, carbonato sódico, sosa cáustica, caliza triturada, cal hidratada y/o cal. Los metales presentes precipitan en pH de 8.5-10. Este tratamiento se basa en la oxidación del  $Fe^{+2}$ , la utilización de las sustancias alcalinas y finalmente la sedimentación (Aduvire, 2006).

En el tratamiento activo, a diferencia del pasivo, se requiere costos más elevados ya que intervienen reactivos químicos, electricidad y mano de obra que gestionen y controlen el tratamiento. Este método se utiliza principalmente en minerías activas, ya que debido a que produce altas cantidades de lodos dificultando el proceso por su disposición, no es adecuado para minerías inactivas (Arismendy, 2020).

En la figura 4, se observa un esquema del tratamiento activo de los DAR, éste es el proceso más comúnmente utilizado en donde intervienen procesos de tratamiento fisicoquímico de aguas residuales como son la neutralización, oxidación, coagulación, floculación, sedimentación y filtración, este proceso se puede dividir en dos partes, siendo la primera la neutralización del DAM utilizando cal para que se precipiten los metales solubles que se encuentran, y segunda la filtración de los lodos (Cadorin et al., 2007).

Este proceso inicia con el ingreso de los DAM en donde se tomará los datos del pH y caudal, posteriormente en tanques de neutralización se coloca cal hasta regular el pH a 10, este proceso debe estar implementado por agitadores para tener homogeneidad en la muestra, además de tanques de aireación para que se dé la oxidación del manganeso y hierro ferroso, a continuación el agua pasará a otro tanque clarificador de donde saldrá los lodos y el agua tratada (Aduvire, 2006).



**Figura 4.** Esquema del tratamiento activo de los DAR

**Fuente:** (Aduvire, 2006).

### 1.1.8. Planta piloto

Una planta piloto, al ser una planta a pequeña escala permite obtener información de un proceso específico realizado previamente a escala de laboratorio, a través de este se puede identificar las ventajas, desventajas y falencias que presente el proceso para corregir, mejorar, y con ello

establecer los parámetros óptimos de operación para su posterior instalación a escala industrial **(Ramos & Uribe, 2009)**.

La planta piloto puede ser útil en varios procesos como son, en biorreactores en donde se conserva un ambiente adecuado para los microorganismos que se cultivan, en procesos fisicoquímicos especialmente utilizados para el tratamiento de aguas residuales y como catalizadores con el fin de analizar la actividad de ciertas reacciones químicas. En los procesos físico-químicos intervienen procesos físicos y reactivos químicos que tienen la finalidad de disminuir la contaminación de las aguas residuales, esto se realiza comúnmente por procesos combinados de coagulación, floculación, sedimentación y filtración, obteniendo como resultante lodos, los cuales se deberán disponer teniendo en cuenta la toxicidad que estos presenten **(Culqui, 2015)**.

Para una adecuada selección del proceso que se implementará en la planta piloto para el tratamiento de aguas residuales se debe tomar en cuenta varios aspectos como son, el tipo de contaminante que se va a tratar, es decir realizar una caracterización previa para determinar la composición, así como las propiedades químicas y físicas que estos tengan, el volumen que se va a manejar y la disponibilidad de materiales, así como de recursos económicos **(Culqui, 2015)**.

## **1.2. Objetivos**

### **1.2.1. Objetivo general**

Tratar físico-químicamente los drenajes ácidos de roca (DAR) provenientes de las actividades de minería metálica en Ecuador.

### **1.2.2. Objetivos específicos**

- Analizar los drenajes ácidos de roca (DAR) tanto en estado crudo como en estado tratado.

- Validar el proceso de remoción de metales y acidez.
- Proponer variaciones del proceso de purificación para mejorar su rendimiento.

### **1.3. Hipótesis**

#### **1.3.1. Hipótesis nula**

La variación del pH y ORP en la planta piloto, no interviene sobre el rendimiento de remoción de metales y acidez de los drenajes ácidos de mina.

#### **1.3.2. Hipótesis alternativa**

La variación del pH y ORP en la planta piloto, si interviene sobre el rendimiento de remoción de metales y acidez de los drenajes ácidos de mina.

#### **1.3.3. Señalamiento de las variables de la hipótesis**

##### **1.3.3.1. Variables dependientes**

- Concentración inicial de hierro (mg/L Fe) del DAM sin tratar
- Concentración inicial de cobre (mg/L Cu) del DAM sin tratar
- Concentración inicial de zinc (mg/L Zn) del DAM sin tratar
- Concentración inicial de aluminio (mg/L Al) del DAM sin tratar
- Concentración inicial de sulfato (mg/L  $\text{SO}_4^{-2}$ ) del DAM sin tratar
- Concentración inicial de cadmio (mg/L Cd) del DAM sin tratar
- Concentración inicial de arsénico (mg/L As) del DAM sin tratar
- Concentración inicial de manganeso (mg/L Mn) del DAM sin tratar

### **1.3.3.2. Variables independientes**

- pH (variación de la suspensión de cal)
- Potencial redox (ORP)
- Concentración de hierro (mg/L Fe) del DAM tratado
- Concentración de cobre (mg/L Cu) del DAM tratado
- Concentración de zinc (mg/L Zn) del DAM tratado
- Concentración de aluminio (mg/L Al) del DAM tratado
- Concentración de sulfato (mg/L  $\text{SO}_4^{-2}$ ) del DAM tratado
- Concentración de cadmio (mg/L Cd) del DAM tratado
- Concentración de arsénico (mg/L As) del DAM tratado
- Concentración de manganeso (mg/L Mn) del DAM tratado

## **CAPÍTULO II**

### **MATERIALES Y MÉTODOS**

#### **2.1. Materiales, equipos y reactivos**

##### **2.1.1. Materiales**

###### **2.1.1.1. Muestras a analizar**

Drenajes ácidos de roca provenientes de 3 sitios (Bocamina Adriano, Bocamina Saira María y Bocamina Ecuaba) de Santa Rosa, provincia El Oro.

Drenajes ácidos de roca sintéticos, preparados en base al DAM de Bocamina Saira María.

###### **2.1.1.2. Material de laboratorio**

- Vasos de precipitación
- Balones de aforo
- Embudos
- Micropipeta
- Puntas de micropipeta
- Matraces Erlenmeyer
- Papel filtro
- Botellas ámbar
- Probetas
- Pipetas
- Pera de succión
- Piseta
- Agitadores

### **2.1.2. Equipos**

- Fotómetro multiparamétrico Hanna HI83399
- Medidor multiparamétrico Hanna HI9829
- Digestor para viales de DQO, 115V, HI839800-01
- Estufa BINDER código 8752603
- Plato de calentamiento con agitador magnético CORNING código 2667778
- Plato de calentamiento con agitador magnético IKA A70 código 8752602
- Balanza analítica Radwag, código es 5458322
- Espectrofotómetro UV-VISIBLE THERMOFISHER EVOLUTION 201 código 3627379.
- Floculador de 4 jarras VELP SCIENTIFICA código 5093445
- BAÑO ULTRASÓNICO BRANSON 2800 (CODIGO:9228826)
- Equipo de absorción atómica con horno de grafito y lámparas para detección de minerales (PG Instruments Espectrofotómetro de Absorción Atómica AA500) código 8749766

### **2.1.3. Reactivos**

- Dicromato de potasio
- Nitrato de plata
- Ftalato ácido de potasio
- Cloruro de amonio
- Nitrato de sodio
- Sulfato de aluminio
- Hidroxilamina de ácido clorhídrico
- Acetato de amonio
- Acetato de sodio
- Fenantrolina
- Carbonato de calcio
- Sulfato de sodio

- Cloruro férrico
- Sulfato ferroso amoniacal
- Arseniato de sodio heptahidratado
- Cloruro de cadmio hemipentahidratado
- Cloruro de cobre (II) dihidratado
- Cloruro de zinc
- Cloruro de manganeso (II)
- Sulfato de sodio anhidro
- Fluoruro de sodio
- Cal
- Hidróxido de sodio
- Kits de medición de hierro, cobre, zinc, sulfato, nitrato, amoníaco, cloruro, fosfato y DQO, para el Fotómetro multiparamétrico HI 83399

## **2.2. Métodos**

### **2.2.1. Análisis de los DAR**

Se analizó tres muestras de DAR provistas por la Universidad San Francisco de Quito las cuales fueron obtenidas de tres ubicaciones distintas (Bocamina Adriano, Bocamina Saira María y Bocamina Ecuaba) de Santa Rosa, provincia El Oro, adicionalmente se analizó el DAR sintético, los tratamientos de la muestra Saira María y el agua resultante obtenida de la prueba de jarras.

#### **2.2.1.1. Determinación de pH, conductividad y turbidez**

Para la determinación de pH y conductividad se calibró el sistema de electrodos con soluciones de pH conocidos para posterior agitación de la muestra, se introdujo el electrodo y se tomó datos de las lecturas estables que se produjeron. Para la determinación de la turbidez se utilizó un

turbidímetro en el cual se colocó la muestra en la celda y se leyó la turbidez de esta (APHA et al., 2017).

### **2.2.1.2. Determinación de la demanda química de oxígeno**

#### **- Mediante el fotómetro multiparamétrico**

Para la determinación de DQO se realizó de acuerdo al manual de instrucciones para el Fotómetro multiparamétrico HI 83399-método adaptado de USEPA 410.4 método aprobado para la determinación de DQO en aguas superficiales y aguas residuales (HANNA INSTRUMENTS, 2020). Previo a realizar la medición de las muestras se precalentó el reactor Hanna HI 839800 a 150 °C con el modo de calentamiento, en cuanto a la preparación de la muestra y blanco, se colocó 2mL de muestra o blanco, el vial que contiene el reactivo para COD según los rangos deberá ser colocado en la muestra y el blanco.

Para la digestión de las muestras se colocó los viales en el reactor a una temperatura de 150°C por 2 horas, posterior a ello, se esperó 20 minutos que los viales se enfríen a 120°C. Para la medición, en el fotómetro Hanna HI 83399, se seleccionó COD y se introdujo el adaptador del vial de 16 mm para la medición, primero se realizó el cero introduciendo el blanco sin agitarlo y se presiona en cero, finalmente se introdujo la muestra y se presionó en leer para obtener los resultados (HANNA INSTRUMENTS, 2020).

#### **- Mediante el método colorimétrico**

Para la determinación de la demanda química de oxígeno, se realizó de acuerdo a los métodos estándar para la examinación de agua y aguas residuales-5220D Método colorimétrico para la determinación de DQO (APHA et al., 2017). Se preparó primeramente la solución de digestión y el estándar de ftalato ácido de potasio (KHP), a continuación, se realizó curvas de calibración con una solución madre de 1000 mg O<sub>2</sub> / l de KHP en un rango de concentración de 50, 100,

250, 500, 750 y 1000 mg O<sub>2</sub>/ L, y se añadió las cantidades de muestra y reactivos en el orden indicado en la tabla 1.

**Tabla 1.** Cantidades de reactivos a añadir para la determinación de DQO

<b>Recipientes de digestión</b>	<b>Muestra [mL]</b>	<b>Solución de digestión [mL]</b>	<b>Ácido sulfúrico [mL]</b>	<b>Volumen final total [mL]</b>
Tubos de ensayo	2.5	1.5	3.5	7.5

**Fuente: (APHA et al., 2017)**

Se colocó los estándares, el blanco y las muestras en un horno a 150°C por 2 horas para digerir la muestra y finalmente se midió en el espectrofotómetro a una longitud de onda de 600 nm (APHA et al., 2017).

### **2.2.1.3. Determinación de compuestos**

- **Determinación de nitrato, amoníaco, cloruro, sulfato y fosfato mediante el fotómetro multiparamétrico**

Para determinar estos compuestos se realizó de acuerdo con el manual de instrucciones para el fotómetro multiparamétrico HI 83399:

- nitrato: método adaptado del método de reducción de cadmio,
- amoníaco rango medio: adaptado de ASTM manual de agua y tecnología ambiental, D1426, método de Nessler,
- cloruro: adaptado del método de tiocianato de mercurio (II),
- sulfato: el sulfato se precipita con cristales de cloruro de bario,
- fosfato rango alto: adaptado de los métodos estándar para la examinación de aguas y aguas residuales, 18th edición, método de aminoácidos (HANNA INSTRUMENTS, 2020).

Para lo cual, en todos los casos se preparó primeramente el blanco, se encendió el fotómetro, en la opción método se seleccionó el compuesto que se va a determinar. Seguidamente se llenó la cubeta con 10 mL de muestra, una vez cerrada se colocó la cubeta en el soporte y se cierra la tapa del equipo para la medición, se presiona la tecla cero y se espera unos segundos hasta que en la pantalla se muestre cero. A continuación, se añade el reactivo según las indicaciones del manual del fotómetro multiparamétrico HI 83399, y se procede a leer en el equipo la concentración del compuesto. Dicha muestra deberá estar previamente filtrada y diluida en caso de ser necesario (**HANNA INSTRUMENTS, 2020**).

#### - **Determinación de fosfato mediante el método colorimétrico**

Para la determinación de fosfato se realizó de acuerdo con los métodos estándar para la examinación de agua y aguas residuales-4500-P-C-método colorimétrico del ácido vanadomolibdofosfórico. Se preparó previamente el reactivo de vanadato-molibdato y la solución estándar de fosfato, a continuación, se ajustó el pH menor a 10, se colocó 35 ml de muestra, el blanco y los estándares en matraces de 50 ml, se agrega 10 ml del reactivo vanadato-molibdato y se diluye hasta los 50 ml con agua destilada, se deja reaccionar y se leyó la absorbancia en el espectrofotómetro a una longitud de 400 nm (**APHA et al., 2017**).

#### **2.2.1.4. Determinación de metales**

##### - **Determinación de hierro, zinc y cobre mediante el fotómetro multiparamétrico**

Para la determinación de hierro, zinc, cobre y níquel, se realizó de acuerdo con el manual de instrucciones para el fotómetro multiparamétrico HI 83399:

- hierro: adaptado del método de fenantrolina EPA 315B, para aguas naturales y tratadas,
- zinc: adaptado de los métodos estándar para la examinación de agua y aguas residuales 18th edición método zinc,
- cobre rango alto: adaptado del método EPA, níquel rango alto: adaptado del método fotométrico (**HANNA INSTRUMENTS, 2020**).

Para lo cual, en todos los casos se preparó primeramente el blanco, el cual fue colocado en la cubeta en una cantidad de 10ml, para la realización del mismo se utilizó la muestra previamente filtrada y diluida en caso de ser necesario, esta cubeta se colocó en el soporte, se cerró la tapa y se seleccionó el metal a determinar, a continuación se siguió el proceso detallado en dicho manual, dependiendo de cada metal a determinar (HANNA , 2020).

- **Determinación de hierro mediante el método colorimétrico**

Para la determinación de hierro se realizó de acuerdo a los métodos estándar para la examinación de agua y aguas residuales-3500-Fe-método de Fenantrolina-método colorimétrico (APHA et al., 2017). Se preparó previamente las soluciones de sulfato ferroso amoniacal hexahidratado, hierro patrón, hidroxilamina, tampón de acetato de sodio y fenantrolina. Una vez preparadas se colocó la muestra en un frasco Erlenmeyer de 125 cm<sup>3</sup>, se añades 2ml de HCl concentrado y 2ml de solución de hidroxilamina, poner en ebullición, se enfría y transfiere a un matraz de 50ml, se añade 5ml de solución tampón y 5ml de solución de fenantrolina y se afora con agua destilada, se mezcla perfectamente con agitación y se lee la absorbancia en el espectrofotómetro a una longitud de onda de 510 nm (APHA et al., 2017).

- **Determinación de arsénico, cadmio y manganeso mediante el equipo de absorción atómica**

El equipo de absorción atómica con horno de grafito PG Instruments Espectrofotómetro de Absorción Atómica AA500, se empleó para la determinación de: As, Cd, Mn. Para ello se utiliza las programaciones de temperatura sugeridas en el *Analytical Cookbook PG Instruments*. Se preparan las rectas de calibración, utilizando patrones comerciales (1000 mg/L) para los metales As, Cd y Mn.

Se inyecta un volumen de 10 µl de blanco, estándar y muestra en el equipo AA500 para obtener 5 mediciones de absorbancia para los estándares y 3 mediciones para las muestras. En la Tabla

2 se observa los límites de detección de cada parámetro medido por equipo según el proveedor (PERSEE, 2017).

**Tabla 2.** Rango de la recta de calibración y límites de detección

<b>Metal</b>	<b>Rango de recta de calibración (ppb)</b>	<b>Longitud de onda (nm)</b>	<b>Límites de detección (ppb)</b>
Cadmio	0 – 50	228.80	0.01
Manganeso	0 – 100	279.50	0.03
Arsénico	0 – 150	193.70	0.33

**Fuente: (PERSEE, 2017).**

### 2.2.2. Prueba de jarras

Con la finalidad de proponer variaciones del proceso de purificación del DAM real para mejorar su rendimiento, se realizó previamente la prueba de jarras con el objetivo de determinar el pH óptimo que se requiere para la neutralización y coagulación-floculación de drenajes ácido de mina, para ello inicialmente se preparó 10 litros de DAM sintético según la receta que se observa en la Tabla 3, ésta se basó en la caracterización obtenido del efluente real de Saira María, debido a que este presentó la mayor concentración de metales y compuestos contaminantes.

**Tabla 3.** DAM sintético para prueba de jarras

<b>Compuesto</b>	<b>Cantidad de compuesto disuelto en 10 litros de agua destilada (mg)</b>
FeCl <sub>3</sub>	3953
Al <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub> .18H <sub>2</sub> O	8590
Na <sub>2</sub> HAsO <sub>4</sub> .7H <sub>2</sub> O	388
CdCl <sub>2</sub> * 5H <sub>2</sub> O	2.9
CuCl <sub>2</sub> . 2H <sub>2</sub> O	895
ZnCl <sub>2</sub>	199

MnCl <sub>2</sub>	135
Na <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> ANHIDRO	5902
NaF	1131

Después de que se preparó el DAM sintético, se dispuso en cada vaso 1000 mL de este, se adicionó la suspensión de cal 10 g/L hasta ajustar el pH inicial mientras se agitó rápidamente (80 rpm), y se proveyó de aireación. Después se agitó rápidamente (80 rpm) por 30 minutos, para finalmente agitar lentamente (10 rpm) por 3 minutos y se dejó sedimentar por 60 min. Después se midió el pH final, turbidez, conductividad, oxígeno disuelto, ORP del sobrenadante filtrado. Este sobrenadante y el DAM sintético sin tratar fueron analizados según los métodos señalados en el literal 2.2.1. análisis de los DAR.

Para el análisis de los lodos obtenidos se procedió a secarlos para lo cual se determinó el volumen de los lodos sedimentados en vasos de precipitación de 250 ml previamente pesados, a continuación, se los secó en la estufa a 105°C por 24h, se dejó enfriar y se pesó nuevamente para, por diferencia de pesos, obtener el peso de los lodos. Posteriormente se tomó 0.010g del lodo seco y se diluyó a 100ml con agua destilada, se añadió HNO<sub>3</sub> hasta obtener un pH menor a 2, se agitó hasta que todo el lodo se haya disuelto y se diluyó a 1 litro, posteriormente se diluyó 1:100 con agua destilada (1% de HNO<sub>3</sub>).

A continuación, se midió la concentración en la muestra (diluida 1:100) utilizando el equipo de absorción atómica con horno de grafito PG Instruments Espectrofotómetro de Absorción Atómica AA500, determinando Cu, Zn, As y Cd. Para determinar la concentración de metales en los lodos secos en mg metal/g de lodo seco, se utilizó la siguiente ecuación:

**Ecuación 4.** Cálculo de la concentración de metales en lodos secos, prueba de jarras

$$c(\text{metal en lodos}) \text{ mg/g} = [c(\text{metal}) \text{ mg/l} * 100 \text{ l}] / 0.010 \text{ g lodo seco}$$

### **2.2.3. Validación del proceso de remoción de metales y acidez**

Se validó el proceso de remoción de metales y acidez, a través de una planta piloto a nivel de laboratorio, la cual es una combinación secuencial y ordenada tanto del método activo como del pasivo, utilizados para tratar drenajes ácidos de mina.

#### **2.2.3.1. Montaje de la planta piloto**

La planta piloto para el tratamiento de drenaje ácido de mina tiene por objetivo neutralizar el DAM sintético a pH de 8.3 – 8.6, eliminar el 90% de la concentración inicial de hierro o valores inferiores a 40 ppm, y remover de otros metales (Al, Zn, Cu, As, Cd, Mn). Para este efecto el tratamiento incluye dos etapas, la adición de agentes neutralizantes, aireación e incorporación de coagulantes y subsiguiente sedimentación. Y la filtración mediante un filtro reactivo material filtrante: arena y piedra caliza en diferentes proporciones. La planta piloto dispone de las siguientes operaciones unitarias: reactor de neutralización – aireación – coagulación, sedimentación y filtración por medio filtrante (arena / piedra caliza).

##### **- Neutralización – aireación – coagulación**

El proceso de neutralización – aireación – coagulación ocurre simultáneamente en un reactor de longitud de 10 cm, área seccional  $100\text{ cm}^2$  y con un tiempo de contacto de 2.7 h. La incorporación del agente neutralizante se realiza mediante bombas peristálticas (GRUNDFOS DDE 6-10) y se ajusta el pH a un valor entre 8.3 – 8.6, con un flujo aproximado de 1 ml/min (0.5 ml/min de cal y 0.5 ml/min de NaOH). Se provee aireación mediante un compresor (bomba de aire para peceras y difusor) y se mantiene en el reactor un potencial redox (ORP) en un valor superior a 100 mV y una concentración de oxígeno disuelto superior a 2 mg/l.

##### **- Sedimentación**

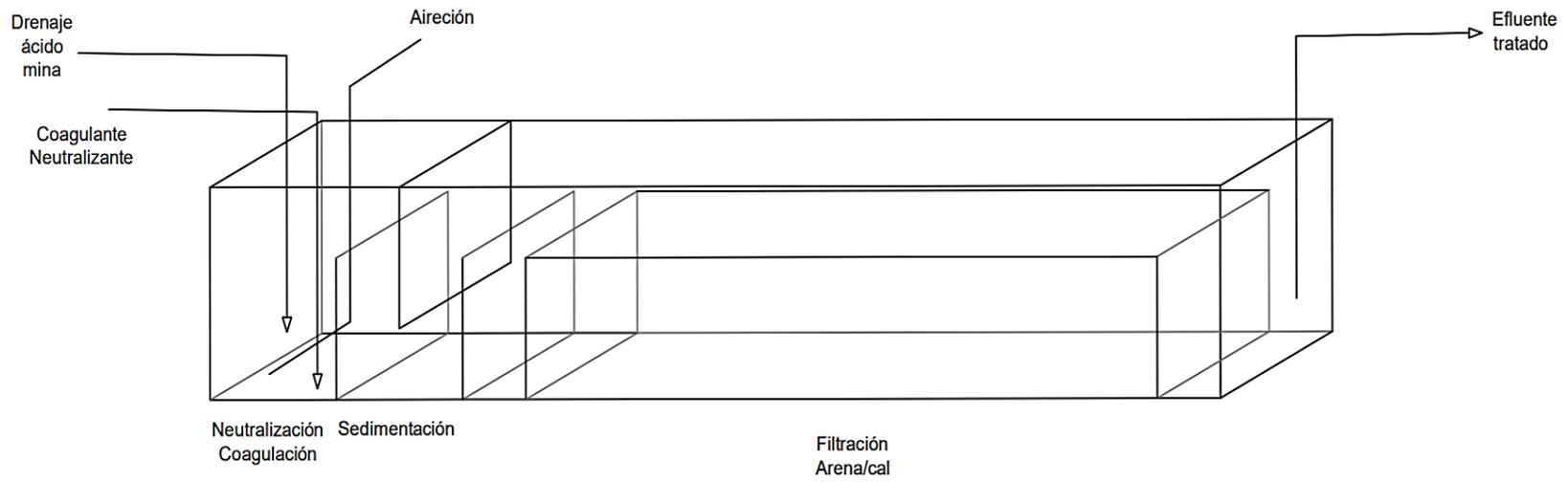
La sedimentación de DAM sintético neutralizado ocurre en sedimentador de longitud de 10 cm y área seccional  $100\text{ cm}^2$ , con un tiempo de residencia de 2.7 h. El lodo se retiene en el sedimentador hasta un porcentaje en volumen del 30%. El lodo en exceso se retira del sedimentador y se almacena en un recipiente para su posterior análisis.

#### - **Filtración por arena/piedra caliza**

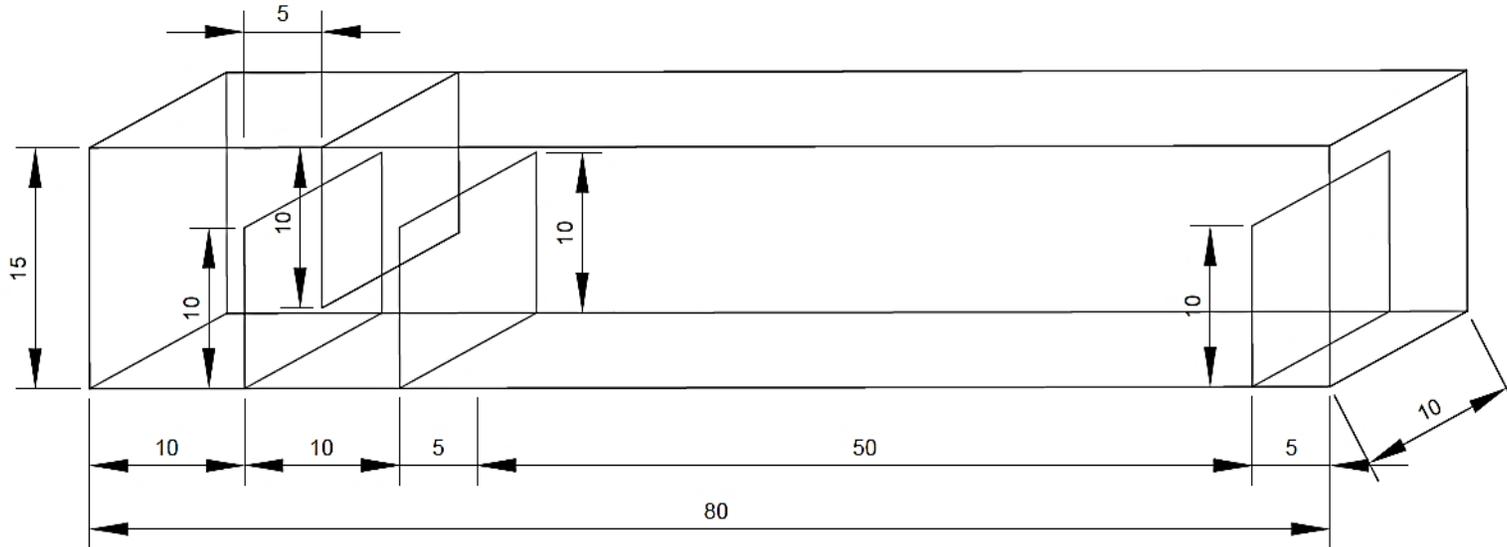
La filtración por arena/piedra caliza de DAM sintético sobrenadante de la sedimentación ocurre en un lecho de longitud de 50 cm: 15 cm de arena (tamaño de grano entre 1.0 y 2 cm) y 35 cm piedra caliza (tamaño de grano entre 1.5 y 2.5 mm). El lecho presenta un área seccional  $100\text{ cm}^2$ , una porosidad del 40% y un tiempo de residencia de 5.6 h. Las partículas precipitadas que no se retuvieron en el sedimentador se remueven en la sección de arena, mientras que el lecho de piedra caliza remueve metales disueltos remanentes en el DAM sintético tratado.

#### **2.2.3.2. Funcionamiento de la planta de tratamiento del drenaje ácido de mina**

En la Figura 5 se presenta el esquema de la planta de tratamiento del drenaje ácido de mina, y en la Figura 6, las medidas en centímetros. Las dimensiones fueron planteadas para cumplir con los objetivos del tratamiento. El material de fabricación es vidrio de 3mm. La dosificación del efluente se realiza mediante bombas dosificadoras.



**Figura 5.** Esquema del sistema de tratamiento del drenaje ácido de mina



**Figura 6.** Dimensiones del sistema de tratamiento del drenaje ácido de mina. Dimensiones en centímetros.

La operación del sistema de tratamiento de drenaje de ácido de mina es continua, siendo el caudal 5 ml/min (0.3 l/h). La dosificación de neutralizante es continua. El precipitado metálico generado se separa en el sedimentador donde este se acumula, el lodo se retira mediante una bomba peristáltica a una tasa de 0.5 ml/min y el exceso de lodos se descarta como residuo para su posterior tratamiento.

El pH y ORP en el reactor de neutralización se monitorea mediante el equipo multiparamétrico. El pH se ajusta a un valor de 8.3 - 8.6 mediante la regulación de la dosificación de la suspensión de neutralizante. El ORP se ajusta a un valor de 100 mV mediante el control del flujo de aire del compresor. Cada corrida se opera por un tiempo de 20 h horas y se procesan aproximadamente 7.2 litros de DAM sintético.

#### 2.2.4. Tratamiento del DAR Sintético

Con la finalidad de proponer variaciones del proceso de purificación del DAR real para mejorar su rendimiento, se realizó previamente el tratamiento del DAR sintético preparado, con la finalidad de determinar las condiciones óptimas de proceso respecto a la cantidad de cal y NaOH dosificada que se requiere para la neutralización y coagulación-floculación de drenajes ácido de mina, así como el caudal a utilizar, se preparó DAR sintético (Tabla 4) en base al DAR real de Saira María, debido a que este presentó las mayores concentraciones de contaminantes.

**Tabla 4.** Composición DAR sintético para planta piloto

Compuesto	Cantidad de compuesto en 10 litros de DAM sintético (mg)
FeCl <sub>3</sub>	3953
Al <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub> * 18H <sub>2</sub> O	8590
Na <sub>2</sub> HAsO <sub>4</sub> * 7H <sub>2</sub> O	388
CdCl <sub>2</sub> * 5H <sub>2</sub> O	2.9
CuCl <sub>2</sub> * 2H <sub>2</sub> O	895
ZnCl <sub>2</sub>	199
MnCl <sub>2</sub>	135
Na <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> anhidro	5902
NaF	1131

Se prepararon además los agentes neutralizantes con NaOH (reactivo analítico) en solución acuosa y cal en suspensión acuosa ( $\text{Ca}(\text{OH})_2$  grado técnico, pureza 86.4%). Estos agentes neutralizantes se utilizaron en ocho corridas realizadas en la planta piloto según lo siguiente:

- Primera corrida: 10 g/l de NaOH y 1 g/l de cal
- Segunda corrida: 10 g/l de NaOH y 1 g/l de cal
- Tercera corrida: 1 g/l de NaOH y 10 g/l de cal
- Cuarta corrida: 5 g/l de NaOH y 5 g/l de cal
- Quinta corrida: 100 g/l de NaOH y 10 g/l de cal
- Sexta corrida: 100 g/l de NaOH y 10 g/l de cal
- Séptima corrida: 50 g/l de NaOH y 50 g/l de cal
- Octava corrida: 25 g/l de NaOH y 25 g/l de cal

Se realizó 8 corridas del DAM sintético en la planta piloto, para ello en cada corrida se tomó muestras del efluente crudo, después de la sedimentación, efluente tratado y los lodos obtenidos, con la finalidad de caracterizar estas muestras en cuanto a los siguientes parámetros globales: pH, conductividad, oxígeno disuelto (DO) y turbidez, determinación de metales pesados mediante el fotómetro multiparamétrico (Fe, Al, Zn, Cu), determinación de sulfato en el fotómetro multiparamétrico, y determinación de metales pesados mediante absorción atómica (As, Cd, Mn). Estos análisis se realizaron de acuerdo con la metodología señalada en el literal 2.2.1. análisis de los DAR.

#### **2.2.5. Tratamiento del DAR Real de Saira María**

Se realizaron 6 corridas del DAM de Saira María en la planta piloto, para lo cual se preparó el agente neutralizante el cual se prepara con NaOH (reactivo analítico) en solución acuosa y cal en suspensión acuosa ( $\text{Ca}(\text{OH})_2$  grado técnico, pureza 86.4%), en todas las corridas se utilizó una concentración de 25 g/l de NaOH y 25 g/l de cal. Se utilizó un caudal de ingreso del DAM Real de Saira María de 20 ml/l.

En cada corrida se tomó muestras del efluente crudo, después de la sedimentación, efluente tratado y los lodos obtenidos, con la finalidad de caracterizar estas muestras en cuanto a los parámetros globales: pH, conductividad, oxígeno disuelto (DO) y turbidez, determinación de metales pesados mediante el fotómetro multiparamétrico (Fe, Al, Zn, Cu), determinación de sulfato en el fotómetro multiparamétrico, y determinación de metales pesados mediante absorción atómica (As, Cd, Mn). Estos análisis se realizaron de acuerdo con la metodología señalada en el literal 2.2.1. análisis de los DAR.

## CAPÍTULO III

### RESULTADOS Y DISCUSIÓN

#### 3.1. Análisis y discusión de los resultados

##### 3.1.1. Caracterización de los drenajes ácidos de roca (DAR) en estado crudo

A continuación, se muestra la caracterización de los drenajes ácidos de roca en estado crudo, provenientes de 3 sitios: Bocamina Adriano, Bocamina Saira María y Bocamina Ecuaba, de Santa Rosa, provincia El Oro, siendo M1, M2 y M3, respectivamente. Ésta se realizó de acuerdo con la metodología descrita en la sección materiales y métodos, literal 2.2.1, para lo cual se muestra los límites de detección del fotómetro multiparamétrico (Tabla 5) los cuales se basan en el manual de este, y los límites de detección del espectrofotómetro de absorción atómica AA500 tomado del *Analytical Cookbook PG Instruments* del Espectrofotómetro de Absorción Atómica AA500.

**Tabla 5.** Límites de detección según los parámetros de medición

Parámetro	Límite de detección	Unidades	Expresado como
Nitrato	0.0 a 30.0	mg/L	NO <sub>3</sub> -N
Sulfato	0 a 150	mg/L	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>
Fosfato	0.0 a 30.0	mg/L	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>
Cloruro	0.0 a 20.0	mg/L	Cl
DQO rango bajo	0 a 150	mg/L	O <sub>2</sub>
DQO rango medio	0 a 1500	mg/L	O <sub>2</sub>
Hierro	0.00 a 5.00	mg/L	Fe
Zinc	0.00 a 3.00	mg/L	Zn
Amonio	0.00 a 3.00	mg/L	NH <sub>3</sub> -N
Cromo	0 a 1000	µg/L	Cr VI
Cobre	0.00 a 5.00	mg/L	Cu
Níquel	0.00 a 7.00	mg/L	Ni

En la Tabla 6 constan los resultados analíticos de las muestras de DAM tomadas, para los distintos parámetros considerados y los métodos estandarizados empleados, los valores LD significan límite de detección según el quipo utilizado. El límite máximo permisible es el establecido por TULSMA, en la TABLA 9 en donde se muestran los límites máximos que se permiten para descarga a un cuerpo de agua dulce del Libro VI Anexo 1 (TULSMA, 2017).

**Tabla 6.** Caracterización de drenajes ácidos de roca en estado crudo

Parámetro	Unidad	Bocamina Adriano M1	Bocamina Saira María M2	Bocamina Ecuaba M3	Límite máximo permisible TULSMA
pH	-	2.76	2.64	2.93	6-9
Conductividad	uS cm <sup>-1</sup>	721	1450	908.5	-
Turbidez	NTU	0.27	0.66	0.61	-
Nitrato, NO <sub>3</sub> -N	mg L <sup>-1</sup>	2.12	56.79	1.94	10
Sulfato, SO <sub>4</sub> <sup>-2</sup>	mg L <sup>-1</sup>	850	2600	1000	1000
Fosfato, PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup>	mg L <sup>-1</sup>	0.75	<LD	1.25	10
Cloruro, Cl	mg L <sup>-1</sup>	<LD	<LD	<LD	1000
Amonio, NH <sub>4</sub>	mg L <sup>-1</sup>	0.62	3.34	1.21	-
Demanda química de oxígeno, DQO rango bajo	mg L <sup>-1</sup>	27	29	30	200
Demanda química de oxígeno, DQO rango medio	mg L <sup>-1</sup>	27	38	37	200
Hierro, Fe	mg L <sup>-1</sup>	3.00	99.00	4.62	10.0
Zinc, Zn	mg L <sup>-1</sup>	<LD	<LD	<LD	5.0
Cromo, Cr <sup>+6</sup>	ug L <sup>-1</sup>	<LD	<LD	<LD	0.5
Cobre, Cu	mg L <sup>-1</sup>	15	48	4	1.0
Níquel, Ni	mg L <sup>-1</sup>	<LD	0.22	<LD	2.0
Cadmio, Cd	mg L <sup>-1</sup>	0.009	0.029	0.007	0.02
Plomo, Pb	mg L <sup>-1</sup>	0.0001	0.02	0.006	0.2
Manganeso, Mn	mg L <sup>-1</sup>	0.55	9.21	3.92	2.0
Arsénico, As	mg L <sup>-1</sup>	<LD	0.18	<LD	0.1

Para la determinación de cadmio, plomo, manganeso y arsénico se utilizó el equipo de absorción atómica con horno de grafito *PG Instruments* Espectrofotómetro de Absorción Atómica AA500, para lo cual se preparó las rectas de calibración, utilizando patrones comerciales (1000 mg/L) para los metales Cd, Pb, As, Mn (Anexos 1, 2, 3 y 4). DQO y fosfato se determinó a través del

método colorimétrico para lo cual se realizó las curvas de calibración mostradas en el Anexo 5 y 6, además se midió cada muestra obteniendo los valores de absorbancia a través de los cuales se obtuvo la concentración.

Al caracterizar el drenaje ácido de mina obtenido de Bocamina Adriano, Bocamina Saira María y Bocamina Ecuaba (Tabla 6) se identifica que el drenaje es ácido ya que tiene un pH en un rango de 2.64 a 2.93, lo cual no es adecuado para la descarga a un cuerpo dulce, debiendo tener un pH de 6 a 9. Este pH concuerda con la caracterización realizada del DAM obtenido de la Provincia de El Oro, cantón Santa Rosa, en donde se obtuvo un pH de 2.61 a 2.71 (**Moreno, 2017**). La acidez de dicho drenaje indica que se produjo por la oxidación de sulfuros provenientes de piritas, carbón o minas metálicas de la zona (**Aduvire, 2006**).

La caracterización obtenida de la muestra 2 perteneciente al DAM de Bocamina Saira María es mayor a las demás muestras en todos los parámetros analizados, excepto en fosfato y DQO, los cuales, además, son menores al límite máximo permisible establecido por TULSMA. Por otro lado, en cuanto al nitrato, sulfato, hierro, cobre, cadmio, manganeso y arsénico, resultantes de la M2, sobrepasan los límites máximos permisibles, lo cual indica que, al encontrarse el efluente en presencia de agua y oxígeno, se produjo la oxidación de la piritas ocasionando la presencia de altas cantidades de los aniones y metales mencionados (**Delgado, 2012**). La conductividad varía entre 721 y 1450  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , siendo mayor en la M2, debiéndose a la alta concentración de los metales e iones que presenta esta muestra.

Se observa además, los valores obtenidos de los contaminantes analizados, estos valores concuerdan con la caracterización realizada por **Moreno & Palacios (2017)**, en donde se obtuvo concentraciones de:  $\text{SO}_4^{2-}$  1533 mg/l, Cu 4.2 mg/l, Cd 0.14 mg/l y Mn 12 mg/l, del DAM obtenido de la Provincia de El Oro, cantón Santa Rosa. Por otro lado, **Cisneros (2017)**, identificó la concentración de Ni de DAM obtenido de la mina de Portovelo resultando en 0.62 mg/l semejante al valor obtenido en la presente investigación.

El hierro es uno de los metales que se encuentran en los DAM en mayor concentración, ya que, cuando la piritas ( $\text{FeS}_2$ ) entra en contacto con agua y oxígeno, se formará hierro, hidrógeno y

sulfato, acidificando el agua, adicionalmente éste hierro se oxidará e hidrolizará formando hidróxido de hierro el cual da una coloración naranja – rojiza que es característico de estos drenajes (**Aduvire, 2006**). La mayor concentración de hierro se encontró en la M2 con 99 mg/L, este valor es menor en cuanto al valor reportado por **Moreno & Palacios (2017)**, de 200.6 mg/L de Fe, de DAM obtenido de la Provincia de El Oro, cantón Santa Rosa. Esta variación es un indicativo de que se pudo producir la precipitación de dicho metal en el sitio muestreado quedando residuos de hidróxido en los alrededores, además de las distintas condiciones en las que se tomó el DAM, y del tiempo transcurrido con respecto al estudio comparado.

### **3.1.2. Prueba de jarras**

Con la finalidad de proponer variaciones del proceso de purificación del DAM real para mejorar su rendimiento, se realizó previamente la prueba de jarras para identificar las condiciones óptimas del proceso respecto al pH que se requiere para la neutralización y coagulación-floculación de drenajes ácido de mina. Para ello, como se observa en la Tabla 7, se adicionó la suspensión de NaOH en una concentración de 10 g/L y se ajustó el pH inicial a 6.15, 7.45, 8.09 y 9.02, también se adicionó la suspensión de cal en una concentración de 10g/L y se ajustó el pH a 6.69, 7.38, 8.02, 8.84.

Se analizó el sobrenadante final y los lodos de acuerdo con la metodología descrita en la sección materiales y métodos, literal 2.2.1. El límite máximo permisible es el establecido por TULSMA, en la TABLA 9, en donde se indica los límites máximos permisibles para la descarga a un cuerpo de agua dulce del Libro VI Anexo 1 (**TULSMA, 2017**).

Para la determinación de cadmio, arsénico, manganeso y aluminio se utilizó el equipo de absorción atómica con horno de grafito *PG Instruments* Espectrofotómetro de Absorción Atómica AA500, para lo cual se preparó las rectas de calibración, utilizando patrones comerciales (1000 mg/L), las cuales se encuentran en los Anexos 1, 3, 4 y 7 respectivamente. De igual forma se midió en el equipo cada muestra según los pH establecidos, obteniéndose las absorbancias mediante las cuales se identificó la concentración de los contaminantes.

**Tabla 7.** Caracterización prueba de jarras sobrenadante

Parámetro	Unidades	DAM sintético inicial	Límite máximo permisible	pH 6 NAOH	pH 7 NAOH	pH 8 NAOH	pH 9 NAOH	pH 6 Cal	pH 7 Cal	pH 8 Cal	pH 9 Cal
Neutralizante				10 g/L NaOH / 10 g/L Cal							
pH	-	2.78	6 - 9	6.15	7.45	8.09	9.02	6.69	7.38	8.02	8.84
ORP	mV	530	-	312	313.4	314	313.8	137	107.7	111.3	70.2
DO	mg/l	5.24	-	7.06	7.37	7.64	7.59	6.27	6.8	5.8	6.43
Turbidez	NTU	923	-	2.61	1.07	1.33	0.78	3.37	0.98	0.75	1.04
Conductividad	μS/cm	2842	-	2783	2692	2703	2778	2147	2185	2185	2084
Fe	mg/l	134.7	10	0.28	0.17	0.12	0.08	0.02	0.09	0.14	0.1
Al	mg/l	34.4	5	3.65	3.89	4.82	3.68	5.22	5.57	5.43	5.35
Cu	mg/l	33	1	0.96	0.1	0.02	0.01	0.53	0.07	0.08	0
Zn	mg/l	9.5	5	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	mg/l	840	1000	870	870	850	900	730	730	910	630
As	mg/l	9.1	0.1	0.002	0.001	0.001	0.002	0.004	0.004	0.003	0.008
Cd	mg/l	1.42	0.02	1.412	0.322	0.023	0.009	1.267	0.267	0.023	0.013
Mn	mg/l	9.59	2	4.501	2.594	1.289	0.154	3.92	3.353	1.799	0.313

**Tabla 8.** Caracterización prueba de jarras, lodos

Parámetro	Unidades	Masa (g)	Lodos pH 6 NAOH	Lodos pH 7 NAOH	Lodos pH 8 NAOH	Lodos pH 9 NAOH	Lodos pH 6 Cal	Lodos pH 7 Cal	Lodos pH 8 Cal	Lodos pH 9 Cal
Cu	mg/kg de lodo seco	0,01	1200	400	500	1000	2000	2000	16	11
Zn	mg/kg de lodo seco	0,01	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
As	mg/kg de lodo seco	0,01	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
Cd	mg/kg de lodo seco	0,01	53,2	72,2	6970	177,3	3	4	3,3	4,6

Al caracterizar el sobrenadante obtenido de la prueba de jarras (Tabla 7), se identifica que el ORP (potencial de óxido-reducción) es mayor utilizando hidróxido de sodio como neutralizante, aquí no existe una variación significativa entre los diferentes pH, tendiendo un promedio de 313.3 mV, mientras que, utilizando cal, el mayor valor es de 137mV a pH 6 y el menor de

70.2mV a pH 9, estos valores son menores comparado con el valor del DAM sintético inicial que es de 530mV.

El potencial de óxido reducción se mide en mili voltios y sirve para identificar el nivel que presenta el agua para reducir u oxidar sustancias, el ORP se encuentra relacionado con el pH siendo muy sensible a cambios o variaciones de éste, ya que en las reacciones de óxido-reducción intervienen directamente iones hidróxido ( $\text{OH}^-$ ) o hidrógeno ( $\text{H}^+$ ), por lo cual, cuando se da un incremento de  $\text{H}^+$  es decir, la disminución o acidificación del pH, incrementará el ORP, caso contrario, si aumentan ( $\text{OH}^-$ ) es decir, el incremento o basificación del pH, el ORP disminuirá, por lo cual el valor de ORP ha disminuido notoriamente del DAM sintético sin tratar (pH 2.79), al DAM tratado (pH6 – pH9), ya que se añadió neutralizantes que contienen iones hidróxido los cuales incrementan el pH del DAM y por lo tanto disminuyen el ORP, por otro lado se da la diferencia al utilizar como neutralizante cal o NaOH ya que, la cal ( $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ) al tener mayor número de iones hidróxido ( $\text{OH}^-$ ), disminuye mayormente el ORP por lo cual se obtuvo el menor valor de ORP (70.2mV) utilizando cal a pH 9 (**Mérida, 2018**).

Al comparar el OD con el pH, según el neutralizante utilizado, se observa que no existe una diferencia significativa, variando en un rango de 5.8 a 7.64 mg/l. En cuanto a la turbidez se puede observar que es menor al utilizar cal a un pH 8 obteniendo 0.75 NTU, y NaOH a pH 7 resultando en 1.07NTU, debido a que al utilizar cal han precipitado en mayor concentración los metales que se encontraban disueltos (**Aduvire, 2006**). De igual forma se observa que la conductividad varía de 2084 a 2783  $\mu\text{s}/\text{cm}$ , siendo menor al utilizar como neutralizante cal. Al analizar la concentración de metales resultante, se observa que el sobrenadante tratado en cuanto a la concentración de Fe, Cu, sulfato y As, están debajo del límite máximo permisible establecido en el TULSMA, en todos los pH analizados.

Sin embargo, las concentraciones obtenidas de Al utilizando cal, sobrepasan ligeramente el límite máximo permisible en todos los valores de pH, siendo el límite de 5 mg/l y obteniéndose un promedio de 5.39 mg/l de Al. Esto se debe al sistema complejo que se encuentra en los DAM ya que, en condiciones normales, mientras baja el pH suele incrementarse la concentración de

metales disueltos en los drenajes, sin embargo en estos casos, los metales pueden ser solubles incluso en pH alcalinos o neutros, es decir que no se precipitarán totalmente sino que cierta cantidad del metal permanecerá soluble, ya que no depende solamente del pH sino también del potencial de óxido-reducción que presente, obteniendo en ciertos casos un drenaje final con concentraciones de estos metales disueltos (**Aduvire, 2006**). Además, se puede medir partículas coloidales que no se sedimentaron adecuadamente obteniendo resultados con concentraciones mayores de metales.

Al analizar Cd, al trabajar con pH 6 y 7, se observa que sobrepasan el límite máximo permisible, lo mismo sucede con las concentraciones de Mn obtenidas a pH 6 y 7, rebasan el límite máximo permisible. Esto indica que, el neutralizante utilizado, así como el pH establecido, interfieren en cuanto a la concentración de contaminantes resultante por lo cual, para que se dé una correcta reducción de todos los metales analizados, es necesario trabajar en un rango de pH de 8 a 9, lo cual se debe a que, al incrementarse el pH se produce mayormente la precipitación de los metales trivalentes que se encuentren disueltos en la muestra (**Moreno, 2017**).

Finalmente, en la tabla 8 se observa la caracterización realizada de los lodos obtenidos, en donde se analizó los metales tóxicos que podrían generar mayor problemática ambiental, la concentración de Zn y As resultó menor al límite de detección, esto se debe a que al ser un sistema complejo en donde existe varios metales, se puede dar la coprecipitación de ciertos metales junto con la precipitación del Fe o Al. En la coprecipitación algunos metales suelen ser incorporados o retenidos dentro de los compuestos precipitados, por ejemplo el As coprecipita con la *schwermanita*, un mineral formado de sulfato y hierro, el Co, Zn, y Cu suelen coprecipitar también con minerales formados (**Acero et al., 2006; Hudson et al., 1999**).

También se puede producir la adsorción de ciertos metales, es decir que se adhieren a los minerales dependiendo de la carga que tenga dicho mineral, por lo cual la adsorción dependerá del pH del drenaje, ya que cada uno de los iones presentes tienen un cierto rango de pH en el cual pueden llegar a ser adsorbidos, y en caso de que se dé una variación del pH, estos iones nuevamente se solubilizarán, es por ello que en el caso del Cu se observa que hay una menor concentración a pH 7 a 9 ya que pueden estar adsorbidos por minerales, mientras que a pH 6 la

concentración aumenta, contrario a ello, el Cd presenta una menor concentración a pH 6 a 7, incrementándose a pH 8 a 9 (**González, 2012**).

Como se observa, la concentración de cadmio y cobre es alta en los lodos, superando las concentraciones permisibles para poder manejarlos adecuadamente y de forma segura, ya que el límite de cadmio es de 40 mg/kg de lodo seco, y de cobre es de 1750 mg/kg de lodo seco. Por lo cual se deberá tomar medidas antes de desecharlos, una de ellas puede ser la recuperación de los metales que se encuentran en dichos lodos, con el fin de aprovecharlos en otros procesos industriales, otra alternativa es emplear algún tratamiento para los lodos residuales, en caso de contener altas concentraciones de metales pesados se debe realizar una estabilización alcalina, para lo cual se añade un agente neutralizante como la cal, permitiendo la precipitación de los metales y con ello un mejor manejo de los mismos (**Amador et al., 2015**).

Adicional a ello se puede incorporar minerales que permitan la coprecipitación o adsorción de los metales para que así se disminuya su concentración en los lodos. Estos lodos provenientes del tratamiento de los DAM pueden también ser aprovechados o reutilizados, por ejemplo, **Zamora (2016)**, propone el uso de estos lodos en la construcción al aprovecharlos como pintura o como material para revoque debido a la coloración rojiza naranja que presenta.

### **3.1.2.1. Porcentaje de remoción de contaminantes**

Se calculó el porcentaje de remoción del sobrenadante obtenido de la prueba de jarras, para lo cual se utilizó la ecuación 5, en donde  $E$  representa el porcentaje de remoción del contaminante,  $C$  indica la concentración final o de salida del contaminante, y  $C_o$  representa la concentración inicial o de entrada del contaminante (**Romero, 1999**).

**Ecuación 5.** Porcentaje de remoción

$$E = \frac{(C_o - C)}{C_o} \times 100$$

**(Romero, 1999)**

En la Tabla 9 se muestra el porcentaje de remoción de cada contaminante analizado del sobrenadante posterior a la realización de la prueba de jarras, comparado con el pH utilizando como neutralizante 10 g/L de NaOH y 10 g/L de cal. Para su cálculo se utilizó la ecuación 5.

**Tabla 9.** % de remoción de contaminantes, prueba de jarras sobrenadante

Parámetro	% de remoción							
	10 g/L NaOH				10 g/L Cal			
Neutralizante								
pH	6.15	7.45	8.09	9.02	6.69	7.38	8.02	8.84
Fe	99.79%	99.87%	99.91%	99.94%	99.99%	99.93%	99.9%	99.93%
Al	89.39%	88.69%	85.99%	89.31%	84.82%	83.82%	84.2%	84.44%
Cu	97.09%	99.7%	99.94%	99.97%	98.39%	99.79%	99.76%	100,00%
Zn	100,00 %	100,00%	100,00%	100,00%	100,00%	100,00%	100,00%	100,00%
As	99.98%	99.99%	99.99%	99.98%	99.96%	99.96%	99.97%	99.91%
Cd	0.56%	77.32%	98.38%	99.37%	10.77%	81.2%	98.38%	99.08%
Mn	53.07%	72.95%	86.56%	98.39%	59.12%	65.04%	81.24%	96.74%

Al analizar la Tabla 9, en cuanto a la remoción de Fe se encuentra en un valor máximo del 99.99% y mínimo de 99.79%, teniendo un promedio de 99.89%. Una remoción de Al en un valor máximo de 89.39% y mínimo de 83.82%, de Cu un valor máximo de 100% y mínimo de 97.09%, de Zn una remoción del 100%, de As un valor máximo de 99.99% y un valor mínimo de 99.91%, de Cd un porcentaje de remoción máximo de 99.37% y mínimo de 0.56%, siendo este valor mínimo a pH 6. Un porcentaje de remoción de Mn máximo de 98.37% y mínimo de 53.07%, siendo éste a pH 6. Finalmente, no se dio una remoción de sulfato, lo cual indica que el tratamiento no remueve sulfatos y se evidencia la necesidad de un control de este parámetro.

Al comparar estos porcentajes de remoción obtenidos con respecto al tratamiento de DAM realizado por (Soloisolo, 2021), en donde utilizó roca caliza para neutralizar la presencia de metales disueltos, se identifica que existe un mayor porcentaje de remoción en la prueba de jarras realizada diferenciándose por el uso de cal, ambas investigaciones varían en cuanto al porcentaje de remoción de Fe: presente estudio 99.99%, otro estudio 42%; remoción de Al presente estudio 84.82%, otro estudio 62.8%; remoción de Cu: presente estudio 100%, otro estudio 50.6%; remoción de Zn: presente estudio 100%, otro estudio 40.3%; remoción de As:

presente estudio 99.97%, otro estudio 43.3%; remoción de Cd: presente estudio 99.08%, otro estudio 30.7%; y remoción de Mn: presente estudio 96.74%, otro estudio 96.6%.

Como se observa en la Tabla 9, no existe una variación significativa en cuanto al porcentaje de remoción en los distintos pH, excepto en el cadmio, en donde a pH 6 varía significativamente en comparación con los demás valores de pH, siendo del 0.56% utilizando NaOH y 10.77% utilizando cal, debiéndose a que el cadmio tiene una mayor resistencia a la pasivación y corrosión, por lo cual para que se forme hidróxido y precipite tendrá que encontrarse en un pH mínimo de 7, siendo más efectiva su remoción a pH 8 a 9. Lo mismo sucede con el manganeso dándose un porcentaje de remoción del 53.07% utilizando NaOH a pH 6, y 59.12% utilizando cal a pH 6, este metal es menos resistente que el cadmio, sin embargo se precipita como hidróxido mayormente a pH 8 a 13 (**Pourbaix, 1974**).

### **3.1.3. Validación del proceso de remoción de metales y acidez**

En la Figura 7 se muestra el sistema experimental de la planta piloto de tratamiento de DAM instalado, la operación de dicho sistema es continua, iniciando con la neutralización – aireación – coagulación la cual ocurre simultáneamente en el reactor inicial, en esta área se incorpora el agente neutralizante mediante bombas peristálticas y se ajusta el pH a un valor entre 8.3 y 8.6 con un flujo aproximado de 1 ml/min (0.5 ml/min de cal y 0.5 ml/min de NaOH), se provee aireación mediante un compresor y se mantiene en el reactor un potencial redox en un valor superior a 100 mV y una concentración de oxígeno disuelto superior a 5 mg/l.

A continuación, pasa a la sedimentación en donde el lodo se retira mediante una bomba peristáltica a una tasa de 0.5 ml/min, hasta un porcentaje en volumen del 30%, el exceso de lodos se descarta como residuo para su posterior tratamiento, cuando se encuentra en exceso se retira del sedimentador y se almacena en un recipiente para analizarlo. Posteriormente se filtra por arena/piedra caliza, las partículas precipitadas que no se retuvieron en el sedimentador se remueven en la sección de arena. En la Figura 8 se muestra a detalle la sección de reactor de neutralización, sedimentación y filtro de piedra caliza.

**Figura 7.** Sistema de tratamiento del drenaje ácido de mina. Planta piloto instalada.



**Figura 8.** Sección de neutralización, sedimentación y filtro de piedra caliza de la planta piloto instalada



### 3.1.4. Caracterización y tratamiento de Drenaje Ácido de Roca Sintético

Con la finalidad de proponer variaciones del proceso de purificación del DAM real para mejorar su rendimiento, se realizó previamente el tratamiento del DAM sintético preparado en base a las concentraciones mostradas en la Tabla 4, este DAM sintético pasó ocho veces por la planta piloto variando la concentración de los neutralizantes utilizados, así como el caudal de ingreso y salida del DAM sintético. Se caracterizó los efluentes obtenidos de acuerdo con la metodología

descrita en la sección materiales y métodos, literal 2.2. En las siguientes tablas se muestran los resultados de las ocho corridas. Los límites máximos permisibles son los establecidos en el TULSMA Tabla 9 del Libro VI Anexo I (TULSMA, 2017).

**Tabla 10.** Caracterización del DAM sintético en la planta piloto, Primera Corrida.  
Neutralizante 10gNaOH/l; 1gCa (OH)<sub>2</sub>/l

Parámetro	Unidades	DAM sintético inicial	Límite máximo permisible	DAM sintético tratado. Primera corrida
pH	-	2.68	6-sep	8.31
ORP	mV	530	-	195
DO	mg/l	5.24	-	3.41
Turbidez	NTU	923	-	0.96
Conductividad	μS/cm	2842	-	1730
Fe	mg/l	134.7	10	0
Al	mg/l	34.4	5	0
Cu	mg/l	33	1	0
Zn	mg/l	9.5	5	<LD
sulfato	mg/l	579	1000	653
As	mg/l	9.1	0.1	<LD
Cd	mg/l	0.14	0.02	0.0006

**Tabla 11.** Caracterización del DAM sintético en la planta piloto, Segunda Corrida  
Neutralizante 10gNaOH/l; 1gCa (OH)<sub>2</sub>/l

Parámetro	Unidades	DAM sintético inicial	Límite máximo permisible	DAM sintético sin tratar Segunda Corrida	DAM sintético clarificado. Segunda corrida	DAM sintético tratado. Segunda corrida
Neutralizante				10g NaOH/l; 1g Ca (OH) <sub>2</sub> /l		
pH	-	2.68	6-sep	2.78	9.16	8.37
ORP	mV	530	-	503.5	99.9	107.5
DO	mg/l	5.24	-	7.01	7.02	4.6
Turbidez	NTU	923	-	512	27.4	3.1
Conductividad	μS/cm	2842	-	2600	2929	2681
Fe	mg/l	134.7	10	2.66	0.25	0
Cu	mg/l	33	1	29	0.06	0.1
Zn	mg/l	9.5	5	<LD	<LD	<LD
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	mg/l	579	1000	1050	900	1000
As	mg/l	9.1	0.1	0.06	0.01	<LD
Cd	mg/l	0.14	0.02	0.01	0.003	0.001

**Tabla 12.** Caracterización del DAM sintético en la planta piloto, Tercera Corrida  
Neutralizante 1gNaOH/l; 10gCa (OH)<sub>2</sub>/l

Parámetro	Unidades	DAM sintético inicial	Límite máximo permisible	DAM sintético sin tratar. tercera corrida	DAM sintético clarificado . tercera corrida	DAM sintético tratado. Tercera corrida	DAM sintético Lodo. Tercera corrida
Neutralizante				1g NaOH/l; 10g Ca (OH) <sub>2</sub> /l			
pH	-	2.68	6-sep	2.78	4.85	6.61	-
ORP	mV	530	-	234	221	170.6	-
DO	mg/l	5.24	-	7.06	5.65	5.3	-
Turbidez	NTU	923	-	477	421	12.8	-
Conductividad	μS/cm	2842	-	2024	2023	2493	-
Fe	mg/l	134.7	10	4.39	4.8	0	0.14
Cu	mg/l	33	1	28.6	19.7	0.54	2.23
Zn	mg/l	9.5	5	<LD	<LD	<LD	
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	mg/l	579	1000	870	730	850	920
As	mg/l	9.1	0.1	0.0597	0.0216	0.00051	0.00399
Cd	mg/l	0.14	0.02	0.0977	0.1002	0.0339	0.0682

**Tabla 13.** Caracterización del DAM sintético en la planta piloto, Cuarta corrida  
Neutralizante 5gNaOH/l; 5gCa (OH)<sub>2</sub>/l

Parámetro	Unidades	DAM sintético inicial	Límite máximo permisible	DAM sintético sin tratar. Cuarta corrida	DAM sintético clarificado. Cuarta corrida	DAM sintético tratado. Cuarta corrida	DAM sintético Lodo. Cuarta corrida
Neutralizante				5g NaOH/l; 5g Ca (OH) <sub>2</sub> /l			
pH	-	2.68	6-sep	2.73	6.8	8.62	-
ORP	mV	530	-	502	220.3	133.2	-
DO	mg/l	5.24	-	6.09	5.51	6.06	-
Turbidez	NTU	923	-	220	33	3.5	-
Conductividad	μS/cm	2842	-	2710	2321	2512	-
Fe	mg/l	134.7	10	4.84	0.12	0.06	0.02
Cu	mg/l	33	1	30.7	0.15	0.05	0.04
Zn	mg/l	9.5	5	<LD	<LD	<LD	<LD
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	mg/l	579	1000	810	740	970	720
As	mg/l	9.1	0.1	0.05488	0.00104	<LD	<LD
Cd	mg/l	0.14	0.02	0.0977	0.0248	0.0117	0.0142

**Tabla 14.** Caracterización del DAM sintético en la planta piloto, Quinta corrida  
Neutralizante 100gNaOH/l; 10gCa (OH)<sub>2</sub>/l

Parámetro	Unidades	DAM sintético inicial	Límite máximo permisible	DAM sintético sin tratar. Quinta corrida	DAM sintético clarificado. Quinta corrida	DAM sintético tratado. Quinta corrida	DAM sintético Lodos. Quinta corrida
Neutralizante			100gNaOH/l; 10g Ca (OH) <sub>2</sub> /l				
pH	-	2.68	6-sep	2.73	6.8	7.55	-
ORP	mV	530	-	502	220.3	131.7	-
DO	mg/l	5.24	-	6.09	5.51	6.46	-
Turbidez	NTU	923	-	220	33	4.5	-
Conductividad	μS/cm	2842	-	2710	2321	2782	-
Fe	mg/l	134.7	10	3.67	0.26	0	0.74
Cu	mg/l	33	1	29.1	0.33	0.01	0.11
Zn	mg/l	9.5	5	<LD	<LD	<LD	<LD
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	mg/l	579	1000	600	680	850	770
As	mg/l	9.1	0.1	0.0514	0	<LD	<LD
Cd	mg/l	0.14	0.02	0.0424	0.0149	0.0057	0.0056
Al	mg/l	34.4	5	18.645	4.554	44.749	0.4528

**Tabla 15.** Caracterización del DAM sintético en la planta piloto, Sexta corrida  
Neutralizante 100gNaOH/l; 10gCa (OH)<sub>2</sub>/l

Parámetro	Unidades	DAM sintético inicial	Límite máximo permisible	DAM sintético sin tratar. Sexta corrida	DAM sintético clarificado. Sexta corrida	DAM sintético tratado. Sexta corrida	DAM sintético Lodo. Sexta corrida
Neutralizante			100g NaOH/l; 10g Ca (OH) <sub>2</sub> /l				
pH	-	2.68	6-sep	2.78	8.09	7.83	-
ORP	mV	530	-	503.3	124.1	117.6	-
DO	mg/l	5.24	-	6.7	6.1	5.53	-
Turbidez	NTU	923	-	219	6.38	1.6	-
Conductividad	μS/cm	2842	-	2579	2640	2810	-
Fe	mg/l	134.7	10	4.07	0.05	0	1.16
Cu	mg/l	33	1	31.6	0.02	0.01	0.08
Zn	mg/l	9.5	5	<LD	<LD	<LD	<LD
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	mg/l	579	1000	650	550	840	810
As	mg/l	9.1	0.1	0.0476	<LD	<LD	0.0043
Cd	mg/l	0.14	0.02	0.0532	0.0163	0.0082	0.0175
Al	mg/l	34.4	5	239.726	14.117	0.2797	1.9178

**Tabla 16.** Caracterización del DAM sintético en la planta piloto, Séptima corrida  
Neutralizante 10gNaOH/l; 1gCa (OH)<sub>2</sub>/l

Parámetro	Unidades	DAM sintético inicial	Límite máximo permisible	DAM sintético clarificado. Séptima corrida	DAM sintético tratado. Séptima corrida	DAM sintético Lodo. Séptima corrida
Neutralizante				50g NaOH/l; 50g Ca (OH) <sub>2</sub> /l		
pH	-	2.68	6-sep	8.09	8.89	-
ORP	mV	530	-	124.1	137	-
DO	mg/l	5.24	-	6.1	7.15	-
Turbidez	NTU	923	-	6.38	3.6	-
Conductividad	μS/cm	2842	-	2640	2888	-
Fe	mg/l	134.7	10	2.74	0.06	1.94
Al	mg/l	34.4	5	0	0	0
Cu	mg/l	33	1	3.6	0.02	0.21
Zn	mg/l	9.5	5	<LD	<LD	<LD
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	mg/l	579	1000	540	780	660
As	mg/l	9.1	0.1	0.0088	0.001	0.0043
Cd	mg/l	0.14	0.02	0.0942	0.0051	0.0169
Al	mg/l	34.4	5	83.371	0.7804	67.123

**Tabla 17.** Caracterización del DAM sintético en la planta piloto, Octava corrida  
Neutralizante 10gNaOH/l; 1gCa (OH)<sub>2</sub>/l

Parámetro	Unidades	DAM sintético inicial	Límite máximo permisible	DAM sintético clarificado. Octava corrida	DAM sintético tratado. Octava corrida
Neutralizante				25g NaOH/l; 25g Ca (OH) <sub>2</sub> /l	
pH	-	2.68	6-sep	7.55	8.45
ORP	mV	530	-	131.7	81
DO	mg/l	5.24	-	6.46	6.42
Turbidez	NTU	923	-	453	10.9
Conductividad	μS/cm	2842	-	2782	2671
Fe	mg/l	134.7	10	0.78	0.19
Al	mg/l	34.4	5	0	0
Cu	mg/l	33	1	0.45	0.09
Zn	mg/l	9.5	5	<LD	<LD
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	mg/l	579	1000	810	810
As	mg/l	9.1	0.1	0.0035	<LD
Cd	mg/l	0.14	0.02	0.5621	0.0049
Al	mg/l	34.4	5	33.828	10.042

Los drenajes ácidos de mina analizados son perjudiciales y tóxicos para los seres vivos, ya que estos contienen altas concentraciones de metales que no son biodegradables, por lo que, en caso de no ser tratados, podrían permanecer en el ecosistema por miles de años (**Aduvire, 2006**). Como se observa en las tablas 10-17, se realizó el tratamiento del DAM sintético en la planta piloto, el cual pasó ocho veces por la misma con la finalidad de identificar el funcionamiento y acoplamiento adecuado del sistema de tratamiento, así como la concentración adecuada de neutralizante que se debe utilizar.

El DAM sintético sin tratar, fue tomado del sobrante del DAM sintético inicial, este fue filtrado previo a las mediciones fotométricas y por absorción atómica, por lo cual se da la diferencia con respecto al DAM sintético inicial, ya que el resto de los contaminantes se encuentran en forma particulada quedando en el filtro. El DAM clarificado es el que se toma en el sedimentador de la planta piloto, el cual igualmente se filtró previo al análisis, el DAM tratado es el final que ha pasado por el filtro de piedra caliza, y los lodos analizados de igual forma fueron filtrados por lo cual el resto de los contaminantes quedó en el filtro en forma particulada.

En las primeras 5 corridas se utilizó un caudal de 5 ml/min del DAM sintético que ingresa a la planta piloto, en las corridas 6 a 8 un caudal de 20 ml/min ya que se fue optimizando la operación de la planta para obtener un mejor rendimiento, identificando que este incremento no afecta en la eficiencia de remoción de los contaminantes presentes, minimizando el tiempo de residencia del DAM en la planta piloto lo cual acelera el proceso de tratamiento.

Se observa que en las ocho corridas se dio una reducción adecuada de los contaminantes, ya que disminuye notoriamente del DAM sintético inicial al DAM clarificado, y finalmente al DAM tratado, excepto en la tercera corrida, en donde la concentración de hierro es mayor en el DAM clarificado tomado del sedimentador en comparación con el DAM sin tratar filtrado, pudiendo deberse su incremento a la cantidad elevada de lodos que se encontraba en el sedimentador, sin embargo de igual forma se removió totalmente en el DAM tratado.

En cuanto a la remoción de cadmio, a pesar de que el DAM sintético inicial preparado contiene poca cantidad de este metal siendo de 0.14mg/l, en ninguna corrida se logró eliminarlo por

completo, obteniéndose la menor concentración en la segunda corrida, de 0.001mg/l a un pH de 8.37, lo cual indica que este es un metal difícil de remover, sin embargo, todas las concentraciones se encuentran por debajo del límite máximo permisible, exceptuando en la tercera corrida.

El cadmio es considerado por la OMS, como uno de los seis metales más nocivos, tanto para los seres humanos, como para los animales y plantas, ya que al entrar en contacto con los suelos y acuíferos a través de los drenajes ácidos, las plantas pueden absorber este metal y contaminar los frutos ingeridos por hombres y animales, lo cual ocasionaría daños graves en la salud como son: hipertensión, anemia, disfunción renal o afectaciones en los huesos **(Bahamóndez, 2012; Silva, 2019)**.

Al analizar el diagrama de Pourbaix para cadmio, se identifica que este metal tiene una mayor resistencia a la precipitación y corrosión, ya sea utilizando medios alcalinos o ácidos, por lo cual para que se precipite formando hidróxido se debe encontrar en un pH de 10 a 13 **(Pourbaix, 1974)**. Para que se precipite completamente el Cadmio presente en DAM se debe encontrar a un pH promedio de 10.2 y a 25°C **(Silva, 2019)**.

También se ha determinado que al bajar la temperatura de la solución se precipita mayor porcentaje de este metal, siendo entre 5°C-25°C, en caso de que el agua a tratar contenga altas concentraciones de Cadmio, se puede agregar compuestos que permitan que este metal precipite en forma de sulfuros, estos compuestos pueden ser Na<sub>2</sub>S, NaHS o H<sub>2</sub>S. Otro método sería utilizando bacterias sulfuroductoras las cuales mantienen el cadmio inmovilizado en forma de sulfuro **(Silva, 2019)**.

Al comparar los resultados obtenidos entre el DAM clarificado que es tomado del sedimentador, y el DAM tratado que pasa por el filtro de piedra caliza, se evidencia en las ocho corridas que los contaminantes disminuyen notoriamente, lo cual indica la importancia de utilizar la piedra caliza como un medio filtrante para tratar drenajes ácidos de mina. La piedra caliza se compone principalmente de CaCO<sub>3</sub> (calcita), por lo cual al tratar DAM sirve como un medio filtrante que produce alcalinidad sirviendo como agente reactivo, es decir que filtra y/o precipita los

contaminantes que pasan por ella (Strosnider et al., 2015). Esto fue identificado por Arismendy (2020), afirmando que para que se obtenga mejores resultados en el tratamiento de DAM se debe aplicar cal y piedra caliza en el tratamiento.

En el proceso de tratamiento del DAM sintético en la planta piloto, se presentó inconvenientes inicialmente al utilizar la cal ya que se sedimentaba y no neutralizaba adecuadamente el efluente, lo cual se solucionó incorporando agitación en la misma, esto se debe a que es una sustancia hidrófoba, por lo cual debe estar en constante agitación (Aduvire, 2006). Además, como se observa en todas las corridas, no se dio una remoción de sulfato, lo cual indica que el tratamiento no remueve sulfatos y se evidencia la necesidad de un control de este parámetro.

**Tabla 18.** Resumen DAM sintético tratado en la planta piloto

Parámetro	Unidades	DAM sintético inicial	Límite máximo permisible	DAM sintético tratado. Primera corrida	DAM sintético tratado. Segunda corrida	DAM sintético tratado. Tercera corrida	DAM sintético tratado. Cuarta corrida	DAM sintético tratado. Quinta corrida	DAM sintético tratado. Sexta corrida	DAM sintético tratado. Séptima corrida	DAM sintético tratado. Octava corrida
Neutralizante				10gNaOH/l; 1gCa(OH) <sub>2</sub> /l	10gNaOH/l; 1gCa(OH) <sub>2</sub> /l	1gNaOH/l; 10gCa(OH) <sub>2</sub> /l	5gNaOH/l; 5gCa(OH) <sub>2</sub> /l	100gNaOH/l; 10gCa(OH) <sub>2</sub> /l	100gNaOH/l; 10gCa(OH) <sub>2</sub> /l	50gNaOH/l; 50gCa(OH) <sub>2</sub> /l	25gNaOH/l; 25gCa(OH) <sub>2</sub> /l
pH	-	2.68	6-sep	8.31	8.37	6.61	8.62	7.55	7.83	8.89	8.45
ORP	mV	530	-	195	107.5	170.6	133.2	131.7	117.6	137	81
DO	mg/l	5.24	> 6	3.41	4.6	5.3	6.06	6.46	5.53	7.15	6.42
Turbidez	NTU	923	100	0.96	3.1	12.8	3.5	4.5	1.6	3.6	10.9
Conductividad	μS/cm	2842	-	1730	2681	2493	2512	2782	2810	2888	2671
Fe	mg/l	134.7	10	0	0	0.41	0.06	0	0	0.06	0.19
Cu	mg/l	33	1	0	0.1	0.54	0.05	0.01	0.01	0.02	0.09
Zn	mg/l	9.5	5	<LD	<LD	<LD	<LD	0	0	0	0
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	mg/l	579	1000	653	1000	850	970	850	840	780	810
As	mg/l	9.1	0.1	<LD	<LD	0.00051	<LD	<LD	<LD	0.001	<LD
Cd	mg/l	0.14	0.02	0.0006	0.0012	0.0339	0.0117	0.0057	0.0082	0.0051	0.0049
Al	mg/l	34.4	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	4,4749	0,2797	0,7804	1,0042

En la Tabla 18 se muestra el resumen del efluente tratado de las ocho corridas realizadas del DAM sintético. El límite máximo permisible es el establecido por TULSMA, en la TABLA 9, del Libro VI Anexo 1. Al analizar la concentración de metales presente en el DAM sintético, se observa que la concentración inicial de Fe es 134.7 mg/L que es un valor relativamente alto en comparación al límite máximo permisible. Según **Rojas & Paez, (2015)**, el hierro es un elemento que se encuentra en el ambiente de manera disuelta o asociado a partículas presentes en aguas superficiales y fuentes de abastecimiento, por lo que se lo considera no peligroso para la salud, sin embargo, cuando se encuentra en niveles elevados puede llegar a causar problemas, tanto en el ecosistema como en los animales y seres humanos.

A través de la planta de tratamiento se logró remover el Fe presente en el DAM sintético a niveles por debajo del límite de detección del equipo en la primera y segunda corridas (agente neutralizante 10 g/l NaOH y 1 g/l de Ca(OH)<sub>2</sub>), mientras que las concentraciones de Fe en la tercera (agente neutralizante 1 g/l NaOH y 10 g/l de Ca(OH)<sub>2</sub>) y cuarta (agente neutralizante 5 g/l NaOH y 5 g/l de Ca(OH)<sub>2</sub>) corridas son de 0.41 y 0.06 mg/l respectivamente; las concentraciones de Fe en la quinta y sexta (agente neutralizante 100 g/l NaOH y 10 g/l de Ca(OH)<sub>2</sub>) corridas son de cero, mientras que en las séptima (agente neutralizante 50 g/l NaOH y 50 g/l de Ca(OH)<sub>2</sub>) y octava (agente neutralizante 25 g/l NaOH y 25 g/l de Ca(OH)<sub>2</sub>) corridas son de 0.06 y 0.19 mg/l respectivamente.

Esto sugiere que el uso de NaOH genera una neutralización más estable y una remoción extensiva del hierro mientras que el uso mayoritario de cal en la tercera corrida dificultó el proceso de neutralización, generando un menor pH y los mayores valores de Fe en el efluente de la planta. En todas las corridas los valores obtenidos de Fe son menores al límite máximo permisible establecido en el TULSMA. De acuerdo, a los resultados se puede observar que la remoción de los metales Al, Zn, Cu, Cd y As ha ocurrido en todas las corridas de la planta. La remoción de estos metales es más elevada en la primera, segunda, quinta, sexta, séptima y octava corridas con valores por debajo del 1 mg/l. La concentración de los metales indicados, en los efluentes de la tercera y cuarta corrida es ligeramente mayor que los de la primera y segunda corrida.

La concentración más elevada se presenta con el cobre en la tercera corrida, indicado una mayor sensibilidad al cambio de pH (pH = 6.3 en la tercera corrida). Finalmente, se observa que la concentración de sulfato aumenta en todas las corridas, indicando una posible contaminación de sulfato de calcio en la cal utilizada. Este parámetro se encuentra muy cerca del LMP de la normativa de 1000 mg/l en los efluentes de la segunda y cuarta corrida.

**Tabla 19.** Porcentaje de remoción de DAM sintético

Parámetro	DAM sintético tratado. Primera corrida	DAM sintético tratado. Segunda corrida	DAM sintético tratado. Tercera corrida	DAM sintético tratado. Cuarta corrida	DAM sintético tratado. Quinta corrida	DAM sintético tratado. Sexta corrida	DAM sintético tratado. Séptima corrida	DAM sintético tratado. Octava corrida
Neutralizante	10gNaOH/l; 1g Ca (OH) <sub>2</sub> /l	10gNaOH/l; 1g Ca (OH) <sub>2</sub> /l	1gNaOH/l; 10gCa (OH) <sub>2</sub> /l	5gNaOH/l; 5gCa (OH) <sub>2</sub> /l	100gNaOH/l; 10gCa (OH) <sub>2</sub> /l	100gNaOH/l; 10gCa (OH) <sub>2</sub> /l	50gNaOH/l; 50gCa (OH) <sub>2</sub> /l	25gNaOH/l; 25gCa (OH) <sub>2</sub> /l
pH	8.31	8.37	6.61	8.62	7.55	7.83	8.89	8.45
Turbidez	99.9%	99.66%	98.61%	99.62%	99.51%	99.83%	99.61%	98.82%
Fe	100%	100%	99.7%	99.96%	100%	100%	99.96%	99.86%
Cu	100%	99.7%	98.36%	99.85%	99.97%	99.97%	99.94%	99.73%
Zn	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
As	100%	100%	99.99%	100%	100%	100%	99.99%	100%
Cd	99.57%	99.14%	75.79%	91.64%	95.93%	94.14%	96.36%	96.5%
Al	100%	100%	100%	100%	86.99%	99.19%	97.73%	97.08%

En la Tabla 19 se observa el porcentaje de remoción de las ocho corridas tratadas en la planta piloto, teniendo un valor máximo en la remoción de turbidez del 99,90%, utilizando 10g/l NaOH y 1g/l de cal. En cuanto a la remoción del Fe, se dio un mayor porcentaje al utilizar mayor concentración de NaOH, siendo del 100%. La remoción del Fe de los DAM se produce al añadir los neutralizantes los cuales aumentan el pH favoreciendo la precipitación de este metal, La pasivación del hierro es relativamente difícil si se encuentra en pH menor a 8, sin embargo en un pH de 8 a 12 será fácil su pasivación, precipitándose como hidróxido, siempre y cuando se encuentre a una temperatura de 25°C y a presión atmosférica (Moreno, 2017; Pourbaix, 1974).

Se dio una remoción del 100% de Al como valor máximo y 86.99% como valor mínimo, este metal se remueve al precipitar en forma de hidroxisulfato, debido a que, al añadir el neutralizante aumenta el pH integrándose más hidroxilos, y disminuyendo la integración de aniones sulfato, **(Rotting et al., 2008)**. En caso de que la muestra no contiene sustancias con las cuales el Al formaría complejos, se puede dar su pasivación a través de la formación de hidrargilita  $Al_2O_3 \cdot H_2O$ , esto se daría a un pH de 5 a 9 **(Pourbaix, 1974)**.

El mayor porcentaje de remoción de Cu se dio al utilizar 10g/l NaOH y 1g/l de cal, siendo del 100% a un pH de 8.31, la remoción de este metal se encuentra relacionada con la eliminación del Al y Fe, ya que posiblemente el Cu se remueve por coprecipitación o adsorción con los precipitados de Al y Fe **(Macías, 2013)**. El Zn fue removido al 100% en todas las corridas realizadas en la planta de tratamiento, este metal se elimina posiblemente por la formación de ciertos minerales como es la *Hidrocincita* **(Rotting et al., 2008)**. Al encontrarse en un medio que no contenga sustancias con las que podría formar complejos, el Zn puede precipitar como hidróxido a un pH de 8.5 a 10.5 **(Pourbaix, 1974)**.

El As presentó mayor porcentaje de remoción en la primera, segunda, cuarta, quinta, sexta y octava corrida, siendo del 100%, este metal se remueve como coprecipitación debido a la precipitación del hidróxido de hierro **(Aduvire, 2006)**. La remoción de Cd tuvo un mayor porcentaje al utilizar 10g/l NaOH y 1g/l de Cal, siendo del 99.57%, la eliminación de este compuesto se debe a su precipitación como hidróxido de cadmio y carbonato de cadmio **(Rotting et al., 2008)**.

### **3.1.5. Caracterización y tratamiento de Drenaje Ácido de Roca de Saira María**

Se realizó el tratamiento del DAM de Saira María para lo cual pasó seis veces por la planta piloto y se caracterizó de acuerdo con la metodología descrita en la sección materiales y métodos, literal 2.2. Se utilizó como neutralizante una concentración de 25g NaOH/l y 25g  $Ca(OH)_2$ /l. En la Tabla 20 se muestra la caracterización de las seis corridas. Los límites máximos

permisibles son los establecidos en el TULSMA Tabla 9 del Libro VI Anexo I (TULSMA, 2017).

**Tabla 20.** Caracterización del DAM de Saira María tratado en la planta piloto

Parámetro	Unidades	DAM SAIRA MARÍA CRUDO	Límite máximo permisible	DAM sintético tratado. Primera corrida	DAM sintético tratado. Segunda corrida	DAM sintético tratado. Tercera corrida	DAM sintético tratado. Cuarta corrida	DAM sintético tratado. Quinta corrida	DAM sintético tratado. Sexta corrida
	Neutralizante			25gNaOH/l; 25gCa(OH) <sub>2</sub> /l					
pH	-	2.65	6-sep	8.79	7.95	8.41	8.41	8.58	8.37
ORP	mV	615.8	-	115.8	213.4	193.9	187.3	149.1	139.5
DO	mg/l	6.64	> 6	6.76	5.95	6.03	5.22	5.27	4.87
Turbidez	NTU	>1000	100	3	2.2	3.5	0.3	1	76.6
Conductividad	μS/cm	1722	-	2132	1759	1719	1763	1705	1784
Fe	mg/l	45.8	10	0	0	<LD	0	<LD	0
Al	mg/l	13.53	5	0	0	0	0	0	0
Cu	mg/l	27.4	1	0.03	0	0.03	0.01	0.03	0
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	mg/l	950	1000	890	960	900	1050	1060	840
As	mg/l	0.22	0.1	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
Cd	mg/l	0.05	0.02	0.0024	0.0027	0.0029	0.0035	0.0032	0.0031
Mn	mg/l	4.48	2	0.0003	0.0078	0.0171	0.0141	0.02	0.0329
Al	mg/l	13.53	5	0.5088	0.6792	0.309	0.7778	0.4741	0.7165

Al analizar la concentración de metales presente en el DAM SAIRA MARÍA, (Tabla 20), se observa que la concentración inicial de Fe es 45.8 mg/l que es un valor relativamente alto en comparación al límite máximo permisible, sin embargo, al comparar este valor con los datos obtenidos al inicio de la investigación (Tabla 6) se observa que la concentración de hierro del DAM Saira María crudo a disminuido, de 99 mg/l a 45.8 mg/l, esto se debe a la precipitación del hierro durante el intervalo de tiempo en que se realizó ambas mediciones, ya que este metal

puede llegar a precipitarse, no solamente al añadir neutralizantes que incrementen el pH del agua, sino también al existir altas concentración de  $\text{Fe}^{3+}$  y al encontrarse en un pH de 2 a 3.6 se puede precipitar el hierro ya sea como hidróxidos u óxidos (**González, 2012**).

Además, la solubilidad del hierro en el drenaje se ve directamente relacionada con el pH y el potencial de óxido reducción que presente, al existir variaciones afectará en la forma en que se encuentre el hierro y con ello los valores obtenidos. Al observar la gráfica del comportamiento del Fe en comparación con el pH y ORP (ANEXO Figura 20), se identifica que, al tener un valor de ORP (Eh) de 615,8 mV y un pH de 2,65, la mayoría del Fe se encuentra disuelto y una parte puede estar como hidróxido de hierro, al realizar las mediciones solamente del hierro disuelto, se obtendrá un valor menor, existiendo variabilidad en los datos comparados (**Brookins, 1988**).

A través de la planta de tratamiento que incluye la neutralización – coagulación, sedimentación y filtración se logró remover el Fe presente en el DAM SAIRA MARÍA a niveles por debajo del límite de detección del equipo en las seis corridas, utilizando en todas como agente neutralizante 25 g/l NaOH y 25 g/l de  $\text{Ca}(\text{OH})_2$ . Esto sugiere que el uso del agente de neutralización genera una remoción extensiva del hierro, además se observa que todos los valores obtenidos se encuentran muy por debajo del límite máximo permisible establecido en el TULSMA.

De acuerdo, a los resultados se puede observar que la remoción de los metales Al, Cu, y Mn ha ocurrido en las seis corridas de la planta piloto. La remoción de estos metales es elevada en las seis corridas con valores por debajo del 1 mg/l. La concentración en el Cd y As del DAM Saira María tratado está por debajo de 0.02 y 0.1 mg/l respectivamente. Todas las concentraciones de los metales medidos en el DAM Saira María tratado se encuentran por debajo de los límites de descarga indicados por Texto Unificado de la Legislación Secundaria del Ministerio del Ambiente, TULSMA, en la TABLA 9. Límites de descarga a un cuerpo de agua dulce. del Libro VI Anexo 1.

Finalmente, se observa que la concentración de sulfato es elevada y se encuentra cerca del límite máximo permisible de descarga de la normativa de 1000 mg/l en todas las corridas indicando

que el tratamiento no remueve sulfatos y evidenciando la necesidad de un control de este parámetro.

**Tabla 21.** Porcentaje de Remoción de Efluente tratado, DAM Saira María

Parámetro	DAM sintético tratado. Primera corrida	DAM sintético tratado. Segunda corrida	DAM sintético tratado. Tercera corrida	DAM sintético tratado. Cuarta corrida	DAM sintético tratado. Quinta corrida	DAM sintético tratado. Sexta corrida
Neutralizante	25gNaOH/l; 25gCa(OH) <sub>2</sub> /l					
Turbidez	100%	100%	100%	100%	100%	92%
Fe	100%	100%	100%	100%	100%	100%
Cu	99.89%	100%	99.89%	99.96%	99.89%	100%
As	100%	100%	100%	100%	100%	100%
Cd	95.2%	94.6%	94.2%	93,00%	93.6%	93.8%
Mn	99.99%	99.83%	99.62%	99.69%	99.55%	99.27%
Al	96.24%	94.98%	97.72%	94.25%	96.5%	94.7%

En la Tabla 21, se observa el porcentaje de remoción de los contaminantes analizados del DAM de Saira María, la turbidez se removió en un 100% como valor máximo y 92% como valor mínimo, teniendo un promedio del 96% de remoción de turbidez, este valor es semejante al porcentaje de remoción obtenido por **Mamani (2018)**, siendo del 90,25%, al tratar DAM de la Mina La Rinconada – Puno Perú, empleando el método activo de tratamiento de DAM utilizando como agente neutralizante cal en un proceso de neutralización y precipitación.

El Fe y As fue removido al 100% en todas las corridas, siendo semejante a lo reportado por **Moreno (2017)**, en donde obtuvo un porcentaje de remoción de Fe del 100% y As del 98.3%, al tratar DAM proveniente de la provincia de El Oro, cantón Santa Rosa, con un tratamiento pasivo utilizando zeolita natural, de igual forma se asemeja a lo reportado por **Mamani (2018)**, obteniendo un porcentaje de remoción de Fe del 97.80% utilizando cal como neutralizante, sin embargo en el presente estudio la remoción fue total de estos metales lo cual indica la eficiencia del método.

En cuanto a la remoción de Cu, Cd, Mn y Al, se obtuvo un porcentaje promedio de 99,94%, 94,06%, 99,66%, 95,73%, respectivamente. Al comparar con lo reportado por **Moreno (2017)**, en cuanto al porcentaje de remoción de Cu, Cd, Mn y Al, siendo de 91.42%, 88.54%, 96.14%, 97.81%, respectivamente, se comprueba la eficiencia del método en comparación con la utilización de Zeolita natural para tratamiento de los DAM, sin embargo este método es factible en cuanto a la reducción de Al, ya que se obtuvo un mayor porcentaje de remoción de este metal. **Mamani (2018)**, obtuvo un porcentaje de remoción del Cu, Mn y Al de 95,24%, 95% y 99.40%, respectivamente, utilizando cal como neutralizante, esto evidencia la necesidad de incorporar NaOH para el tratamiento del DAM.

Con lo mencionado anteriormente cabe señalar que se validó el proceso de remoción de metales y acidez a través del tratamiento del DAM de Saira María de Santa Rosa, provincia El Oro, al tratarlos en la planta piloto logrando remover el 100% de hierro, 99.94% de cobre, 100% de arsénico, 94.06% de cadmio, 99.66% de manganeso, 95.73% de aluminio, y al haber obtenido un pH de 8.42.

Finalmente, se puede observar que el sulfato no fue removido, dando un promedio de 0% de remoción y en la segunda, cuarta y quinta corrida incluso aumenta ligeramente la concentración. Esto indica que el tratamiento realizado no es adecuado para reducir sulfatos, ya que este es un compuesto estable y altamente soluble que no se ve afectado por las variaciones de pH, además se pudo presentar una posible contaminación de sulfato en la cal utilizada por lo cual la concentración se incrementó, ya que, al utilizar cal agrícola, suele tener de un 3 a 5% de lignosulfato de amonio, sodio, calcio u otra sustancia ligante (**CIAFA, 2013**).

Para reducir sulfato existen varios métodos como son la utilización de bacterias sulfato reductoras, esto se puede dar en los humedales anaerobios en donde el ambiente es adecuado para que se reduzca el sulfato, junto con las bacterias mencionadas. También se puede implementar métodos como son el intercambio iónico o la ósmosis inversa, para eliminar el sulfato de las aguas residuales (**Aduvire, 2006**). Sin embargo, en el presente estudio, de las seis corridas realizadas, solamente dos superan el límite máximo permisible.

### **3.2. Verificación de la hipótesis**

$H_0 \neq 0$  Se rechaza la hipótesis nula

$H_a = 0$  Se acepta la hipótesis alternativa concluyendo que la variación del pH y ORP en la planta piloto intervienen directamente sobre el rendimiento de remoción de metales y acidez de los drenajes ácidos de mina de Saira María, de Santa Rosa provincia El Oro.

## CAPÍTULO IV

### CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

#### 4.1. Conclusiones

La caracterización realizada de las muestras de DAM sin tratar, provenientes de Santa Rosa, provincia de El Oro, mostró que el DAM de la Bocamina Saira María presenta mayor concentración de contaminantes, teniendo un pH de 2.64, conductividad 1450  $\mu\text{s}/\text{cm}$ , turbidez 0.66 NTU, nitrato 56.79 mg/l, sulfato 2600 mg/l, amonio 3.34 mg/l, DQO 38 mg/l, Fe 99 mg/l, Cu 48 mg/l, Ni 0.22 mg/l, Cd 0.029 mg/l, Pb 0.02 mg/l, Mn 9.21 mg/l, As 0.18 mg/l, rebasando todos los contaminantes, los límites máximos permisibles establecidos en el TULSMA, exceptuando DQO, níquel y plomo.

La validación del proceso de remoción de metales y acidez se dio a través del diseño, montaje y funcionamiento de una planta piloto de operación continua, la cual consta del reactor inicial, en donde se da la neutralización/aireación/coagulación a través de la adición de NaOH y cal como agentes neutralizantes, y aireación a través de un compresor, seguido del sedimentador en donde se retiene el lodo, y el filtro por arena/piedra caliza, obteniendo finalmente el DAM tratado.

Con la finalidad de mejorar el rendimiento del tratamiento del DAM en la planta piloto, previamente con DAM sintético se realizó la prueba de jarras con variaciones de pH, utilizando NaOH y cal como agentes neutralizantes, estableciendo una remoción adecuada a pH 8 – 9, además se realizó 8 corridas en la planta piloto adecuándola correctamente y variando la concentración de los neutralizantes así como el caudal, estableciendo una concentración adecuada de 25 mg/l de  $\text{Ca}(\text{OH})_2$ , 25 mg/l de NaOH y un caudal de 20ml/min de ingreso del DAM de Bocamina Saira María, además se identificó la importancia de la utilización de piedra caliza.

La caracterización del DAM real de Bocamina Saira María tratado en la planta piloto presenta todas las concentraciones de contaminantes menores a los límites máximos permisibles establecidos en el TULSMA, y un pH promedio de 8.41, resultando en porcentajes de remoción promedio: 96% turbidez, 100% Fe y As, 99.94% Cu, 94.06% Cd, 99.66% Mn y 95.73% Al. Estableciendo que el tratamiento aplicado es adecuado y eficiente en la remoción de metales y acidez, no es adecuado para la reducción de sulfato debiéndose a que este compuesto no se altera en cambios de pH con los neutralizantes utilizados, además de la posible contaminación de sulfato de calcio en la cal utilizada.

#### **4.2. Recomendaciones**

Realizar un tratamiento posterior del Drenaje Ácido de Mina tratado, con la finalidad de remover el sulfato presente, como podría ser el tratarlo con bacterias sulfato reductoras o intercambio iónico.

Investigar materiales adicionales o alternativos que se podrían incluir en el proceso de tratamiento de la planta piloto del presente estudio.

Realizar estudios adicionales con la finalidad de analizar la factibilidad de recuperación de los metales presentes en los lodos obtenidos.

Para la implementación de la planta de tratamiento de los drenajes ácidos de mina a escala industrial, se debe realizar un pilotaje con la finalidad de ajustar los parámetros de acuerdo con las condiciones en que se encuentre, así como monitorear diariamente.

## BIBLIOGRAFÍA

- Acero, P., Ayora, C., Torrento, C., & Nieto, J. (2006). The behavior of trace elements during schwertmannite precipitation and subsequent transformation into goethite and jarosite. *Geochimica et Cosmochimica*, 70, 4130–4139. <http://mill2.chem.ucl.ac.uk/ccp/web-mirrors/adeline/sdarticle-1.pdf>
- Aduvire, O. (2006). Sistemas disponibles para el tratamiento de aguas ácidas-tratamientos activos y pasivos. In *Drenaje ácido de mina, generación y tratamiento* (p. 140). [http://info.igme.es/SidPDF/113000/258/113258\\_0000001.pdf](http://info.igme.es/SidPDF/113000/258/113258_0000001.pdf)
- Altunar, S. (2014). *El tratamiento físico-químico como metodología para control de contaminantes en aguas residuales en la industria textil*. [http://repositorio.uaaaan.mx:8080/xmlui/bitstream/handle/123456789/7185/SOFIA ALTUNAR PABLO.pdf?sequence=1&isAllowed=y](http://repositorio.uaaaan.mx:8080/xmlui/bitstream/handle/123456789/7185/SOFIA_ALTUNAR_PABLO.pdf?sequence=1&isAllowed=y)
- Amador, A., Veliz, L., & Bataller, M. (2015). Tratamiento de lodos, generalidades y aplicaciones. *Revista CENIC*, 46, 1–10.
- APHA, AWWA, & Federation, W. environment. (2017). *Standar Methods for the Examination of Water and Wastewater* (R. Baird, A. Eaton, & E. Rice (eds.); 23rt editi).
- Arismendy, S. (2020). *Problemática ambiental generada por el drenaje ácido de mina en la explotación de yacimientos mineros en Colombia* [Universidad Nacional Abierta y a Distancia UNAD]. <https://repository.unad.edu.co/bitstream/handle/10596/36759/skarismendyv.pdf?sequence=3>
- Bahamóndez, C. (2012). *Importancia de la actividad microbiológica en la predicción del drenaje ácido de minas* [Universidad de Chile]. [https://repositorio.uchile.cl/bitstream/handle/2250/111174/bahamondez\\_ci.pdf?sequence=1&isAllowed=y](https://repositorio.uchile.cl/bitstream/handle/2250/111174/bahamondez_ci.pdf?sequence=1&isAllowed=y)
- BCE. (2020). *Reporte de minería. Dirección de Síntesis Macroeconómica*. <https://contenido.bce.fin.ec/documentos/Estadisticas/Hidrocarburos/ReporteMinero012020.pdf>
- Bejarano, M., & Escobar, M. (2015). *Eficiencia del uso de microorganismos para el tratamiento de aguas residuales domésticas en una planta de tratamiento de agua residual*. [https://ciencia.lasalle.edu.co/cgi/viewcontent.cgi?article=1298&context=ing\\_ambiental\\_sanitaria](https://ciencia.lasalle.edu.co/cgi/viewcontent.cgi?article=1298&context=ing_ambiental_sanitaria)
- Belzona Inc. (2010). *Tratamiento de aguas residuales*. [https://www.belzona.com/es/solution\\_maps/wastewater/money\\_map.pdf](https://www.belzona.com/es/solution_maps/wastewater/money_map.pdf)
- Brookins, D. (1988). *Eh-pH Diagrams for Geochemistry*. [https://issuu.com/viniussantos0/docs/eh-ph\\_diagrams\\_for\\_geochemistry\\_-\\_douglas\\_g.\\_brook](https://issuu.com/viniussantos0/docs/eh-ph_diagrams_for_geochemistry_-_douglas_g._brook)
- Cabrera, X., Fleite, M., & Contreras, A. (2009). Estudio del proceso de coagulación-floculación de aguas residuales de la empresa textil “Desembarco del Granma” a escala

- de laboratorio. *Tecnología Química*, XXIX(3), 64–73.  
<https://www.redalyc.org/pdf/4455/445543760009.pdf>
- Cadorin, L., Carissimi, E., & Rubio, J. (2007). Avances en el tratamiento de aguas ácidas de minas. *Scientia et Technica*, IV(36), 849–854.  
<https://repository.unad.edu.co/bitstream/handle/10596/36759/skarismendyv.pdf?sequence=3>
- Chaparro, L. (2015). Drenajes ácidos de mina. Formación y manejo. *ESAICA*, 1, 53–57.  
[https://www.researchgate.net/publication/296639939\\_Drenajes\\_acidos\\_de\\_mina\\_formacion\\_y\\_manejo](https://www.researchgate.net/publication/296639939_Drenajes_acidos_de_mina_formacion_y_manejo)
- CIAFA. (2013). *Ficha de datos de seguridad de materiales: Cal agrícola* (p. 5).  
<https://www.ciafa.org.ar/files/2BXmPbNC7GmQUY0VbHVq7mmor8pi7Dt0alH37JNK.pdf>
- Cisneros, D. (2017). *Propuesta metodológica de tratamiento pasivo basado en sustrato alcalino disperso para la remediación ambiental de metales pesados provenientes de drenaje ácido de mina*. <https://bibdigital.epn.edu.ec/bitstream/15000/18915/1/CD-8308.pdf>
- Culqui, N. (2015). *Diseño e implementación de una planta piloto para el tratamiento de efluentes líquidos generados en los laboratorios de departamento de metalurgia extractiva*. <https://bibdigital.epn.edu.ec/bitstream/15000/10559/1/CD-6246.pdf>
- Delgado, J. (2012). *Estudio de la contaminación por metales pesados en la Cuenca Baja del río Guadiana* [Universidad de Huelva]. <http://rabida.uhu.es/dspace/handle/10272/5573>
- ELAW. (2010). *Guía para Evaluar EIAs de Proyectos Mineros*.  
[https://www.elaw.org/files/mining-eia-guidebook/Guia para Evaluar EIAs de Proyectos Mineros.pdf](https://www.elaw.org/files/mining-eia-guidebook/Guia_para_Evaluar_EIAs_de_Proyectos_Mineros.pdf)
- Forero, J., Ortiz, O., & Ríos, F. (2005). Aplicación de procesos de oxidación avanzada como tratamiento de fenol en aguas residuales industriales de refinería. *CT&F Ciencia, Tecnología y Futuro*, 3, 97–109. <https://www.redalyc.org/pdf/465/46530107.pdf>
- González, I., López, M., & Romero, A. (2008). Problemática de los suelos afectados por la explotación de sulfuros. *Revista de La Sociedad Española de Minerología*, 10, 61–75.  
[http://www.ehu.es/sem/macla\\_pdf/macla10/Macla10\\_61.pdf](http://www.ehu.es/sem/macla_pdf/macla10/Macla10_61.pdf)
- González, M. (2012). *Efectos sobre la precipitación de Jarosita por adición de potasio en drenajes ácidos de mina* [Universidad Internacional de Andalucía].  
<https://core.ac.uk/download/pdf/72022415.pdf>
- Guerra, M., & Zaldumbide, D. (2010). La agonía del Puyango: agua, minería y contaminación. *Revista Latinoamericana de Estudios Socioambientales*, 7, 35–37.  
[https://www.researchgate.net/publication/273187197\\_La\\_agonia\\_del\\_Puyango\\_agua\\_mineria\\_y\\_contaminacion\\_Ensayo/fulltext/55b06dec08ae11d31039b913/La-agonia-del-Puyango-agua-mineria-y-contaminacion-Ensayo.pdf](https://www.researchgate.net/publication/273187197_La_agonia_del_Puyango_agua_mineria_y_contaminacion_Ensayo/fulltext/55b06dec08ae11d31039b913/La-agonia-del-Puyango-agua-mineria-y-contaminacion-Ensayo.pdf)
- HANNA INSTRUMENTS. (2020). *Fotómetro Multiparamétrico con DQO Manual de instrucciones*.

[https://cdn.hannacolombia.com/hannacdn/support/manual/2020/08/Manual\\_HI\\_83399.pdf](https://cdn.hannacolombia.com/hannacdn/support/manual/2020/08/Manual_HI_83399.pdf)

- Herrera, L. (2016). *Procesos de neutralización de residuos industriales líquidos*. [http://www.ingenieroambiental.com/4004/Procesos de Neutralizacion de Residuos Industriales Liquidos.pdf](http://www.ingenieroambiental.com/4004/Procesos%20de%20Neutralizacion%20de%20Residuos%20Industriales%20Liquidos.pdf)
- Hudson, K., Schell, C., & Macklin, M. (1999). Mineralogy and geochemistry of alluvium contaminates by metal mining in the Rio Tinto area, southwest Spain. *Applied Geochemistry*, 14(8), 1015–1030. <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0883292799000086>
- Latorre, Á., & Torres, M. (2017). Explotación minera y sus impactos ambientales y en salud. El caso de Potosí en Bogotá. *SAÚDE DEBATE*, 41(112), 77–91. <https://www.scielosp.org/pdf/sdeb/2017.v41n112/77-91>
- Llano, B., Cardona, J., Ocampo, D., & Ríos, L. (2014). Tratamiento Fisicoquímico de las Aguas Residuales Generadas en el Proceso de Beneficio de Arcillas y Alternativas de Uso de los Lodos Generados en el Proceso. *Información Tecnológica*, 3(25), 73–82. <https://scielo.conicyt.cl/pdf/infotec/v25n3/art10.pdf>
- Macías, D. (2013). *Estudio mineralógico y geoquímico de la optimización de un sistema de tratamiento pasivo de drenaje ácido de mina con alta carga metálica* [Universidad de Huelva]. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/tesis?codigo=26143>
- Mamani, W. (2018). *Caracterización y tratamiento de efluentes de aguas ácidas en la mina La Rinconada - Puno* [Universidad Nacional del Altiplano]. [http://repositorio.unap.edu.pe/bitstream/handle/UNAP/11993/Mamani\\_Chipana\\_Wilfredo.pdf?sequence=1&isAllowed=y](http://repositorio.unap.edu.pe/bitstream/handle/UNAP/11993/Mamani_Chipana_Wilfredo.pdf?sequence=1&isAllowed=y)
- Mérida, M. (2018). *Propuesta de una metodología para el monitoreo de la calidad de agua a través del potencial de óxido reducción, en una planta potabilizadora* [Universidad de San Carlos de Guatemala]. [http://biblioteca.usac.edu.gt/tesis/08/08\\_0637\\_MT.pdf](http://biblioteca.usac.edu.gt/tesis/08/08_0637_MT.pdf)
- Montes, J. (2020). *Tratamiento de efluentes de la industria minera mediante tecnología de membrana. Aplicación a Chile y Ecuador*. [https://idus.us.es/bitstream/handle/11441/102929/TFM-1700-MONTES SANCHEZ.pdf?sequence=1&isAllowed=y](https://idus.us.es/bitstream/handle/11441/102929/TFM-1700-MONTES%20SANCHEZ.pdf?sequence=1&isAllowed=y)
- Moreno, A. (2017). *Tratamiento de Drenaje Ácido de Mina con el uso de zeolita natural a escala experimental*. <http://www.dspace.uce.edu.ec/handle/25000/9194>
- Núñez, M., Benites, E., & Zevallos, M. (2014). Evaluación de la calidad del agua asociado al drenaje ácido de mina (DAM), en el río Yauli en época de estiaje distrito de Yauli – Junín, 2013. *UCV-Scientia*, VI(1), 25–30. <https://biblat.unam.mx/es/revista/ucv-scientia/articulo/evaluacion-de-la-calidad-del-agua-asociado-al-drenaje-acido-de-mina-dam-en-el-rio-yauli-en-epoca-de-estiaje-distrito-de-yauli-junin-2013>
- Otero, N. (2007). *Filtración de aguas residuales para reutilización*. <https://riull.ull.es/xmlui/bitstream/handle/915/10239/cp273.pdf?sequence=1&is>
- Oviedo, R., Moina, E., Naranjo, J., & Barcos, M. (2017). Contaminación por metales pesados

- en el sur del Ecuador asociada a la actividad minera. *Revista Bionatura*, 2(4), 437–441. <https://www.revistabionatura.com/files/2017.02.04.5.pdf>
- Pérez, M., & Betancur, A. (2016). impactos ocasionados por el desarrollo de la actividad minera al entorno natural y situación actual de Colombia. *Revista Sociedad y Ambiente*, 10, 95–112. <https://www.redalyc.org/pdf/4557/455746534005.pdf>
- Pérez, N., Schwarz, A., & Urrutia, H. (2016). Tratamiento del drenaje ácido de minas: estudio de reducción de sulfato en mezclas orgánicas. *Tecnología y Ciencias Del Agua*, VIII(1), 53–64. <http://www.scielo.org.mx/pdf/tca/v8n1/2007-2422-tca-8-01-00053.pdf>
- PERSEE. (2017). *Atomic Absorption Spectrophotometer Analytical Cookbook*. [https://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=&cad=rja&uact=8&ved=2ahUKEwigq82v2ojyAhWEQjABHbJrBBQQFjABegQIBhAD&url=http%3A%2F%2Fwww.perseena.com%2Findex%2Fdownload%2Fd\\_id%2F118.html&usg=AOvVa\\_w2DUh1TfCy\\_1phL0MfJvc-0](https://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=&cad=rja&uact=8&ved=2ahUKEwigq82v2ojyAhWEQjABHbJrBBQQFjABegQIBhAD&url=http%3A%2F%2Fwww.perseena.com%2Findex%2Fdownload%2Fd_id%2F118.html&usg=AOvVa_w2DUh1TfCy_1phL0MfJvc-0)
- Pourbaix, M. (1974). *Atlas of electrochemical equilibria in aqueous solutions*. <http://sunlight.caltech.edu/aic/pourbaix.pdf>
- Ramos, Y., & Uribe, I. (2009). Planta piloto para tratamiento de aguas residuales industriales del ACESCO por medio de humedales construidos. *REDISA*, 15. [http://www.redisa.net/doc/artSim2009/Tecnologia/Planta piloto para tratamiento de aguas residuales industriales de aceso por medio de humedales construidos.pdf](http://www.redisa.net/doc/artSim2009/Tecnologia/Planta%20piloto%20para%20tratamiento%20de%20aguas%20residuales%20industriales%20de%20acesco%20por%20medio%20de%20humedales%20construidos.pdf)
- Rojas, R., & Paez, M. (2015). *Determinación de la concentración de hierro en agua de riego impactadas por la minería artesanal en el cerro El Toro, Shiracmaca – Huamachuco, La libertad*. [https://dspace.unitru.edu.pe/bitstream/handle/UNITRU/1558/Rojas Reyes%2C Richard Pedro.pdf?sequence=1&isAllowed=y](https://dspace.unitru.edu.pe/bitstream/handle/UNITRU/1558/Rojas%20Reyes%20Richard%20Pedro.pdf?sequence=1&isAllowed=y)
- Romero, J. (1999). *Tratamiento de Aguas Residuales. Teoría y principios de diseño* (Tercera ed). Escuela Colombiana de Ingeniería. <http://www.bibvirtual.ucb.edu.bo/opac/Record/104720>
- Romero, J. (2016). *Evaluación de la oxidación química en el tratamiento del drenaje ácido producto de la actividad minera carbonífera* [Universidad Libre]. [https://repository.unilibre.edu.co/bitstream/handle/10901/9514/EVALUACIÓN DE LA OXIDACIÓN QUÍMICA EN EL TRATAMIENTO DEL DRENAJE ÁCIDO PRODUCTO DE LA ACTIVIDAD.pdf?sequence=1&isAllowed=y](https://repository.unilibre.edu.co/bitstream/handle/10901/9514/EVALUACIÓN%20DE%20LA%20OXIDACIÓN%20QUÍMICA%20EN%20EL%20TRATAMIENTO%20DEL%20DRENAJE%20ÁCIDO%20PRODUCTO%20DE%20LA%20ACTIVIDAD.pdf?sequence=1&isAllowed=y)
- Rotting, T., Thomas, R., Ayora, C., & Carrera, J. (2008). Passive Treatment of Acid Mine Drainage with High Metla Concentrations Using Dispersed Alkaline Substrate. *Journal of Environmental Quality*, 37, 1741–1751. <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/18689735/>
- Sánchez, C. (2015). *Intercambio iónico*. <https://www.wateractionplan.com/documents/177327/558161/Intercambio+iónico.pdf/a832c542-7c3a-4d31-789b-5f318eced659>
- Silva, O. (2019). Estudio termodinámico de la precipitación de cadmio en soluciones contaminadas. *Industry, Innovation, And Infrastructure for Sustainable Cities and Communities*, 10. [http://laccei.org/LACCEI2019-MontegoBay/full\\_papers/FP323.pdf](http://laccei.org/LACCEI2019-MontegoBay/full_papers/FP323.pdf)

- Soloisolo, H. (2021). *Propuesta de tratamiento del DAM generado por la unidad minera ARASI en la microcuenca del río Llallimayo Puno – 2019* [Universidad Nacional del Altiplano].  
[http://repositorio.unap.edu.pe/bitstream/handle/UNAP/15441/Soloisolo\\_Cutipa\\_Hector.pdf?sequence=1&isAllowed=y](http://repositorio.unap.edu.pe/bitstream/handle/UNAP/15441/Soloisolo_Cutipa_Hector.pdf?sequence=1&isAllowed=y)
- Strosnider, W., Carvajal, S., Llanos, F., Naim, R., Peer, R., & Winfrey, B. (2015). Análisis del co-tratamiento pasivo de aguas residuales municipales y DAM en cerro Rico de Potosí, Bolivia. *Avances En Ciencias e Ingeniería*, VI(2), 23–37.  
<https://www.redalyc.org/pdf/3236/323639772003.pdf>
- Torregrosa, M., Schwarz, A., Nancuqueo, I., & Balladares, E. (2019). Science of the Total Environment Evaluation of the bio-protection mechanism in diffusive exchange permeable reactive barriers for the treatment of acid mine drainage. *Science of the Total Environment*, 374–383. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.083>
- TULSMA. (2017). *Texto unificado de Legislación secundaria de medio ambiente*.  
<https://www.ambiente.gob.ec/wp-content/uploads/downloads/2018/05/TULSMA.pdf>
- Viana, R. (2018). Minería en América Latina y El Caribe, un enfoque socioambiental. *Revista U.D.C.A*, 2(21), 617–637. <http://www.scielo.org.co/pdf/rudca/v21n2/0123-4226-rudca-21-02-00617.pdf>
- Zamora, G. (2016). Tratamiento físico químico de DAM, manejo ambiental de lodos de baja densidad, estabilidad, deposición final o aplicaciones. *Tecnologías Limpias de Las Industrias Extractivas*, 245–258.

## ANEXOS

Figura 9. Curva de calibración Cadmio realizada en el espectrofotómetro de absorción atómica AA500

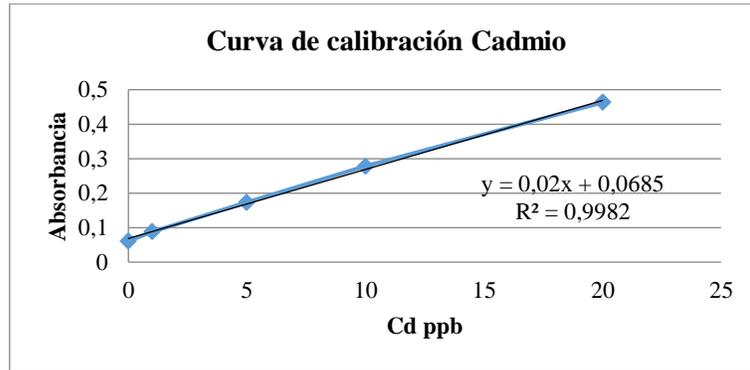


Figura 10. Curva de calibración de Plomo realizada en el espectrofotómetro de absorción atómica AA500

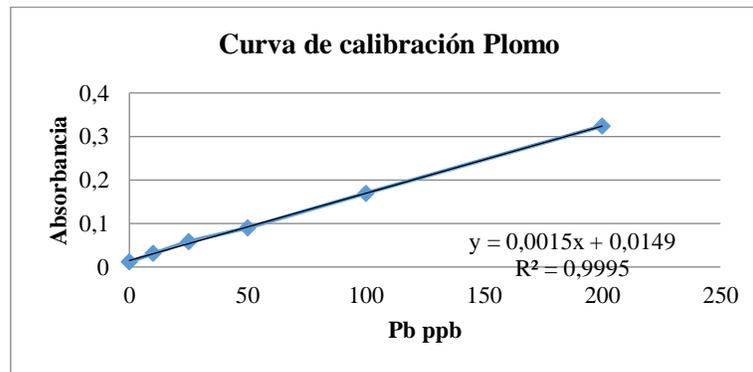


Figura 11. Curva de calibración de Manganeso realizada en el espectrofotómetro de absorción atómica AA500

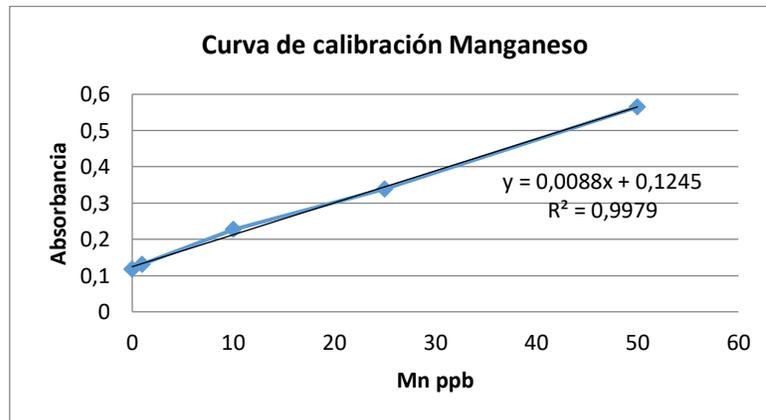


Figura 12. Curva de calibración de Arsénico realizada en el espectrofotómetro de absorción atómica AA500

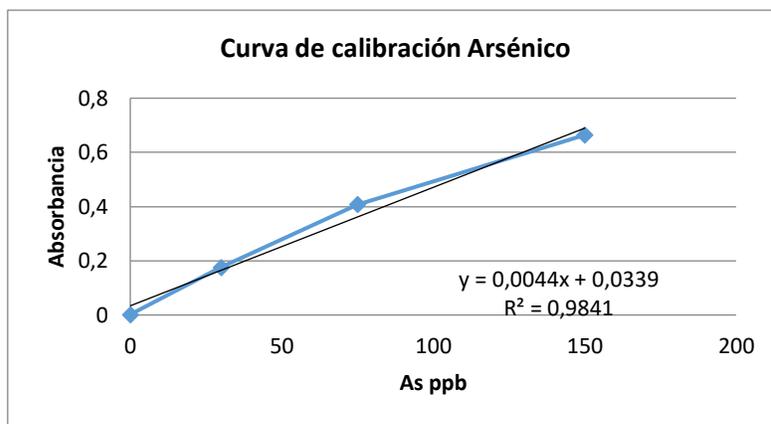


Figura 13. Curva de calibración DQO, método colorimétrico

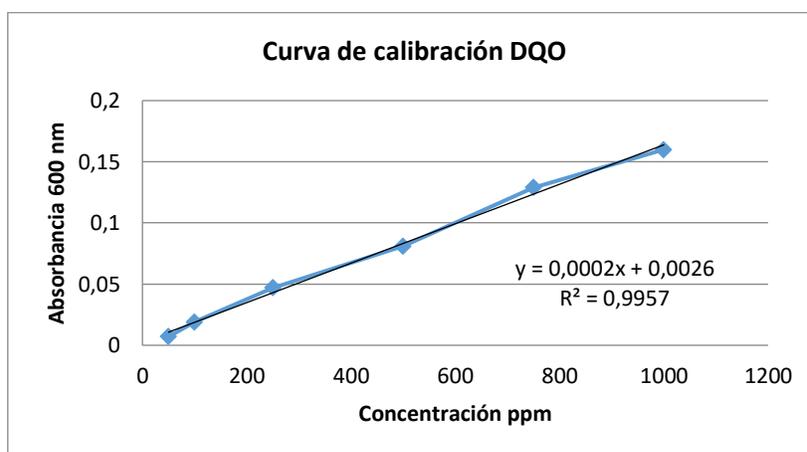


Figura 14. Curva de calibración Fosfato, método colorimétrico

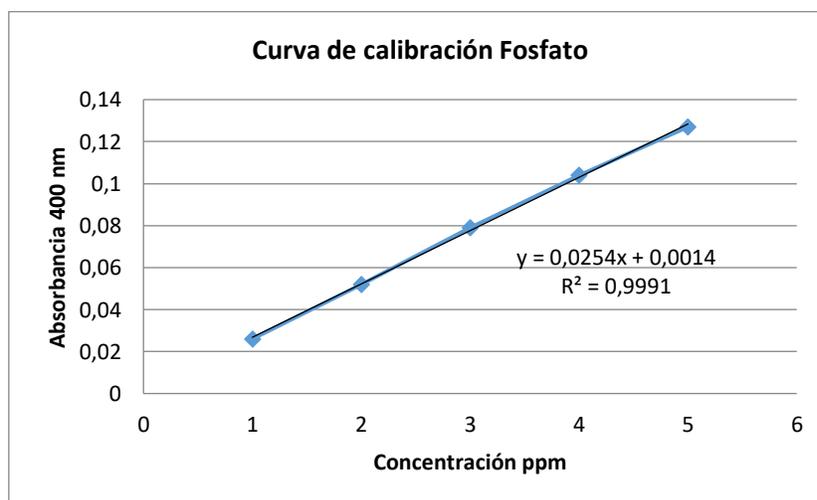


Figura 15. Curva de Calibración Aluminio, Prueba de Jarras

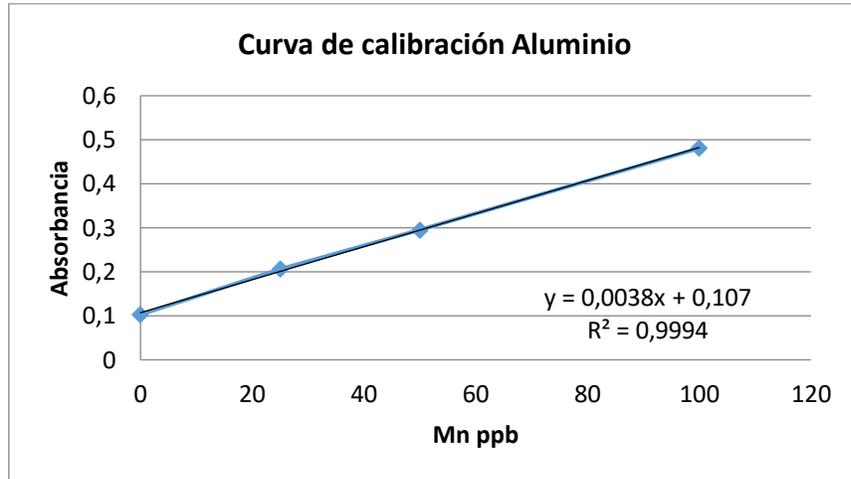


Figura 16. Análisis de los contaminantes presentes en los DAM



Figura 17. Determinación de DQO presente en los DAM



Figura 18. Determinación de hierro, fosfato y DQO presente en los DAM.



Figura 19. Planta Piloto



Figura 20. Diagrama Eh-pH del hierro

