

UNIVERSIDAD PERUANA UNIÓN
FACULTAD DE INGENIERÍA Y ARQUITECTURA
Escuela Profesional de Ingeniería Ambiental



Una Institución Adventista

Determinación del tiempo de retención óptimo del sistema de tratamiento pasivo biorreactor de compost para la remoción de sulfatos de drenaje ácido de mina a escala laboratorio, Caso: Centro poblado San Miguel de Viso

Por:

Ruben Allcahuamán Quichua
Ruhama Streicheln Román Damián

Asesor:

Mg. Milda Amparo Cruz Huaranga
Mg. Gonzalo Adhemir Ordoñez Camargo

Lima, septiembre de 2017

Cómo citar:

Estilo APA

Allcahuamán R, Román R. (2017). Determinación del tiempo de retención óptimo del sistema de tratamiento pasivo biorreactor de compost para la remoción de sulfatos de drenaje ácido de mina a escala laboratorio. Caso: Centro poblado San Miguel de Viso. (Tesis de pregrado). Universidad Peruana Unión, Lima.

Estilo Vancouver

Allcahuamán R, Román R. Determinación del tiempo de retención óptimo del sistema de tratamiento pasivo biorreactor de compost para la remoción de sulfatos de drenaje ácido de mina a escala laboratorio. Caso: Centro poblado San Miguel de Viso. [Tesis de pregrado]. Lima: Universidad Peruana Unión., 2017.

Estilo Chicago

Allcahuamán R, Román R. (2017). Determinación del tiempo de retención óptimo del sistema de tratamiento pasivo biorreactor de compost para la remoción de sulfatos de drenaje ácido de mina a escala laboratorio. Caso: Centro poblado San Miguel de Viso. Tesis de licenciatura. Universidad Peruana Unión.

Ficha catalográfica elaborada por el Centro de Recursos para el Aprendizaje y la Investigación (CRAI) de la UPeU

TIAm	Allcahuamán Quichua, Rubén
2	Determinación del tiempo de retención óptimo del sistema de tratamiento pasivo biorreactor de compost para la remoción de sulfatos de drenaje ácido de mina a escala laboratorio, Caso: Centro poblado San Miguel de Viso / Autores: Rubén Allcahuamán Quichua / Ruhama Streicheln Román Damián. Asesores: Mg. Milda Cruz Huaranga / Ing. Gonzalo Ordoñez Camargo. - Lima, 2017.
A43	87 páginas: anexos, figuras, tablas
2017	Tesis (Licenciatura)--Universidad Peruana Unión. Facultad de Ingeniería y Arquitectura. E.P. de Ingeniería Ambiental, 2017. Incluye bibliografía y resumen. Campo del conocimiento: Ingeniería Ambiental
	1. Drenaje ácido de mina 2. Bacterias sulfato reductoras 3. Tiempo de retención

DECLARACION JURADA DE AUDITORIA DEL INFORME DE TESIS

Yo Milda Amparo Cruz Huaranga, Directora de Investigación de la Facultad de Ingeniería y Arquitectura de la Escuela Profesional de Ingeniería Ambiental – Universidad Peruana Unión.

Declaro:

Que el presente informe de investigación titulado: **“Determinación del tiempo de retención óptimo del sistema de tratamiento pasivo biorreactor de compost para la remoción de sulfatos de drenaje ácido de mina a escala laboratorio. Caso: Centro poblado San Miguel de Viso”**, constituye la memoria que presentan los bachilleres: Ruben Allcahuamán Quichua y Ruhama Streicheln Román Damián para aspirar al título de Profesional de Ingeniero Ambiental, ha sido realizada en la Universidad Peruana Unión bajo mi asesoría.

Las opciones y declaraciones en este informe son de entera responsabilidad del autor, sin comprometer a la institución.

Y estando de acuerdo, firmo la presente constancia en Lima, el 24 de noviembre del 2017.



Milda Amparo Cruz Huaranga
Directora de Investigación
EP de Ing. Ambiental

“Determinación del tiempo de retención óptimo del sistema de tratamiento pasivo biorreactor de compost para la remoción de sulfatos de drenaje ácido de mina a escala de laboratorio, Caso: Centro poblado San Miguel de Viso”

TESIS

Presentada para optar el Título Profesional de Ingeniero Ambiental

JURADO DE CALIFICADOR


Mg. Iliana del Carmen Gutiérrez Rodríguez
Presidenta


MSc. Natalí Carbo Bustinza
Secretaria


MSc. Javier Linkolk López Gonzales
Vocal


Ing. Ferrer Canaza Rojas
Vocal


Mg. Milda Amparo Cruz Huaranga
Asesora

Lima, 08 de septiembre de 2017

*“Nunca consideres el estudio como una obligación, si no como una oportunidad
para entrar en el bello y maravilloso mundo del saber”*

Albert Einstein

Señor, hazme conocer tus caminos; muéstrame tus sendas.

Salmos 25:4

DEDICATORIA

Con mucho cariño, dedicamos este trabajo:

A mis padres Rómulo y Eutropia y hermanos Ruth,
Paúl y mi pequeña princesa, Lidia; quienes son mi
motor y motivo en la vida.

A Mis padres, Román y Felicitas, y hermanos
Josías y Shine, por ser mi mayor soporte.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo de tesis es resultado del esfuerzo no solo de los autores, sino también de distintas personas que de manera directa e indirectamente participaron ya sea opinando, corrigiendo, teniendo paciencia, dando ánimo, o acompañando en los momentos de crisis y de felicidad. Por ello, es para nosotros un placer utilizar este espacio para expresar nuestros agradecimientos.

Agradecemos a Dios por habernos guiado paso a paso a lo largo de esta investigación. A nuestros padres Román y Felicitas; Rómulo y Eutropia, quienes nos brindaron su apoyo incondicional y sacrificio a lo largo de estos años para poder alcanzar nuestras metas.

A la Mg. Milda Cruz e Ing. Gonzalo Ordoñez, por su asesoría y oportunos consejos para la culminación de esta tesis. Así mismo, a todos los docentes de la Universidad Peruana Unión, por sus consejos y apoyo en nuestra carrera universitaria y ahora al culminar el mismo.

A nuestros amigos, Estanislao Dávila y Mercedes Nagamine por sus consejos y ánimos en la realización de esta tesis.

ÍNDICE GENERAL

RESUMEN	xiv
ABSTRACT	xv
CAPÍTULO I	16
INTRODUCCIÓN	16
1.1. IDENTIFICACIÓN DEL PROBLEMA	16
1.2. JUSTIFICACIÓN DE LA INVESTIGACIÓN.....	18
1.3. OBJETIVOS.....	19
1.3.1. <i>Objetivo general</i>	19
1.3.2. <i>Objetivos específicos</i>	19
CAPITULO II	20
REVISIÓN DE LITERATURA	20
2.1. ANTECEDENTES.....	20
2.1.1. <i>A nivel mundial</i>	20
2.1.2. <i>A nivel sudamericano</i>	22
2.1.3. <i>A nivel nacional</i>	22
2.1.4. <i>A nivel local</i>	23
2.2. DRENAJE ÁCIDO DE MINA	24
2.2.1. <i>Formación de drenaje ácido de mina</i>	24
2.2.2. <i>Clases de aguas ácidas</i>	26
2.3. TRATAMIENTOS PARA LA REMEDIACIÓN DE LOS DAM.....	27
2.3.1. <i>Sistema de tratamiento pasivo biorreactor de compost</i>	28
2.4. BACTERIAS SULFATO REDUCTORAS EN EL PROCESO DE TRATAMIENTO DEL DAM.....	29
2.4.1. <i>Bacterias sulfato reductoras (BSR)</i>	29
2.4.2. <i>Géneros de bacterias sulfato reductoras</i>	30
2.4.3. <i>Hábitat de las bacterias reductoras de sulfato</i>	30
2.4.4. <i>Papel de las bacterias sulfato reductoras en la digestión anaerobia</i>	31
2.4.5. <i>Factores que afectan el rendimiento de las bacterias sulfato reductoras</i>	33
2.4.6. <i>Proceso de Sulfato-Reducción de sulfatos y precipitación de metales</i>	35
2.5. DRENAJE ÁCIDO DE MINA EN EL PERÚ.	36
2.6. MARCO LEGAL.....	37
2.6.1. <i>Normativa General</i>	37
2.6.2. <i>Normativa sobre Protección de la Salud</i>	39
2.6.3. <i>Marco legal aplicable a pasivos mineros</i>	40
2.6.4. <i>Estándares de Calidad Ambiental y límites Máximos Permisibles</i>	42
CAPITULO III	46
MATERIALES Y MÉTODOS	46

3.1.	LUGAR DE EJECUCIÓN	46
3.1.1.	<i>Ubicación geográfica del lugar</i>	46
3.1.2.	<i>Población.</i>	46
3.1.3.	<i>Clima.</i>	47
3.1.4.	<i>Hidrología</i>	47
3.2.	MATERIALES Y MÉTODOS	47
3.2.1.	<i>Caracterización de los cursos de agua de la Quebrada Viso.</i>	47
3.2.2.	<i>Diseño e implementación del sistema de tratamiento pasivo de biorreactor de compost.</i> 50	
3.2.3.	<i>Muestreo y análisis de parámetros físico-químicos – Pre y Post tratamiento.</i>	54
3.2.4.	<i>Muestreo y análisis de parámetros físico-químicos durante el tratamiento</i>	55
3.3.	VARIABLES DE ESTUDIO.....	55
3.3.1.	<i>Variable independiente</i>	55
3.3.2.	<i>Variable dependiente</i>	55
3.4.	ESTUDIO Y DISEÑO DE LA INVESTIGACIÓN	56
3.5.	FORMULACIÓN DE HIPÓTESIS	56
3.6.	ANÁLISIS ESTADÍSTICO.	56
	CAPITULO IV.....	57
	RESULTADOS Y CONCLUSIONES	57
4.1.	CARACTERIZACIÓN DE LOS CURSOS DE AGUA DE LA QUEBRADA VISO	57
4.2.	ANÁLISIS ESTADÍSTICO DE LOS PARÁMETROS FÍSICO-QUÍMICOS DE PRE Y POST TRATAMIENTO	62
4.2.1.	<i>Resultados de pre y post prueba</i>	62
4.2.2.	<i>Resultados pH</i>	63
4.2.3.	<i>Resultados Sulfatos</i>	68
4.2.4.	<i>Resultados Sulfuros</i>	73
	CAPITULO V.....	78
	CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.....	78
5.1.	CONCLUSIONES.....	78
5.2.	RECOMENDACIONES	79

INDICE DE TABLAS

Tabla 1. <i>Tipos de drenajes de mina</i>	26
Tabla 2. <i>Bacterias sulfato reductoras</i>	30
Tabla 3. <i>ECA para agua - categoría 3 – Riego de vegetales y bebida de animales</i>	42
Tabla 4. <i>Niveles máximos permisibles para unidades minero metalúrgicas</i>	45
Tabla 5. <i>Materiales y equipos para monitoreo de calidad de agua</i>	48
Tabla 6. <i>Parámetros monitoreados</i>	48
Tabla 7. <i>Puntos de muestreo para la caracterización del agua</i>	49
Tabla 8. <i>Coordenada geográficas de los puntos de monitoreo</i>	49
Tabla 9. <i>Diseño de la composición de capas</i>	53
Tabla 10. <i>Materiales y equipos para monitoreo de calidad de agua</i>	54
Tabla 11. <i>Parámetros evaluados</i>	55
Tabla 12. <i>Resultados de laboratorio de los puntos de muestreo.</i>	57
Tabla 13. <i>Resultados de laboratorio pre y post prueba</i>	62
Tabla 14. <i>Porcentaje de remoción de sulfatos</i>	62
Tabla 15. <i>Test de homogeneidad de varianza - pH</i>	64
Tabla 16. <i>ANOVA - pH</i>	64
Tabla 17. <i>Análisis de medias – Repeticiones - pH</i>	65
Tabla 18. <i>Análisis de medias – Tiempo vs. pH</i>	66
Tabla 19. <i>Comparación múltiple con intervalos de confianza (Tiempo vs. pH)</i>	66
Tabla 20. <i>Post Hoc - pH</i>	66
Tabla 21. <i>R² - pH</i>	67
Tabla 22. <i>Parámetros estimados - pH</i>	67
Tabla 23. <i>Valores libres de variabilidad - pH</i>	68
Tabla 24. <i>Test de homogeneidad de varianzas -Sulfatos</i>	69
Tabla 25. <i>Tabla ANOVA</i>	69
Tabla 26. <i>Análisis de medias – Repeticiones - Sulfatos</i>	70
Tabla 27. <i>Análisis de medias – Sulfatos</i>	70
Tabla 28. <i>Comparación múltiple con intervalos de confianza (Tiempo vs. sulfatos)</i>	71
Tabla 29. <i>Post Hoc - Sulfatos</i>	71
Tabla 30. <i>R² - Sulfatos</i>	72
Tabla 31. <i>Parámetros estimados - Sulfatos</i>	72
Tabla 32. <i>Valores libres de variabilidad – Sulfatos</i>	73
Tabla 33. <i>Test de homogeneidad de varianza - Sulfuros</i>	74
Tabla 34. <i>Tabla ANOVA - Sulfuros</i>	74
Tabla 35. <i>Análisis de medias – Repeticiones - Sulfuros</i>	75
Tabla 36. <i>Análisis de medias – Sulfuros</i>	75
Tabla 37. <i>Comparación múltiple con intervalos de confianza (Tiempo vs. sulfuros)</i>	76
Tabla 38. <i>Post Hoc - Sulfuros</i>	76

Tabla 39. R^2 - Sulfuros	77
Tabla 40. <i>Parámetros estimados</i> - Sulfuros.....	77
Tabla 41. <i>Valores libres de variabilidad</i> - Sulfuros	77

INDICE DE FIGURAS

<i>Figura 1. Reacción química (oxidación) de la Pirita</i>	<i>25</i>
<i>Figura 2. Alternativas para la remediación de las aguas de DAM</i>	<i>28</i>
<i>Figura 3. Metabolismo energético y celular de las bacterias sulfato reductoras</i>	<i>29</i>
<i>Figura 4. Degradación anaerobia en presencia de sulfato.</i>	<i>33</i>
<i>Figura 5. Ubicación de pasivos ambientales mineros en el Perú</i>	<i>37</i>
<i>Figura 6. Mapa de Ubicación de San Miguel de Viso.</i>	<i>46</i>
<i>Figura 7. Diseño del sistema de almacenamiento y abastecimiento de DAM.....</i>	<i>51</i>
<i>Figura 8. Diseño de las columnas de tratamiento</i>	<i>52</i>
<i>Figura 9. Diseño de las capas (Sustratos).....</i>	<i>52</i>
<i>Figura 10. Prueba de normalidad - pH.....</i>	<i>63</i>
<i>Figura 11. Prueba de independencia - pH.....</i>	<i>64</i>
<i>Figura 12. Análisis de medias - pH.....</i>	<i>65</i>
<i>Figura 13. Test de normalidad - Sulfatos.....</i>	<i>68</i>
<i>Figura 14. Test de normalidad - Sulfatos.....</i>	<i>69</i>
<i>Figura 15. Análisis de medias - Sulfatos.....</i>	<i>70</i>
<i>Figura 16. Test de normalidad - Sulfuros.....</i>	<i>73</i>
<i>Figura 17. Test de normalidad - Sulfuros.....</i>	<i>74</i>
<i>Figura 18. Análisis de medias - Sulfuros</i>	<i>75</i>

ÍNDICE DE ANEXOS

Anexo A. Mapa de Ubicación.....	83
Anexo B. Resultado de Laboratorio - Caracterización del agua de la Quebrada Viso.....	84
Anexo C. Resultados de Laboratorio del Pre Tratamiento	86
Anexo D. Resultados de Laboratorio del Post Tratamiento.....	87

RESUMEN

El objetivo de esta investigación fue determinar el tiempo de retención óptimo del sistema de tratamiento pasivo biorreactor de compost para la remoción de sulfatos de drenaje ácido de mina a escala laboratorio. Esta investigación se realizó en 3 etapas: La primera etapa consistió en la caracterización de los cursos de agua de la quebrada Viso, luego, la segunda etapa consistió en la implementación del sistema de tratamiento pasivo biorreactor de compost y finalmente, en la tercera etapa se realizó el análisis de la eficiencia de remoción de la concentración de sulfatos respecto a los tiempos de retención.

El experimento se diseñó con tres tratamientos de 24, 36 y 48 horas de tiempos de retención y con tres repeticiones cada uno, para lo cual se implementó 9 columnas de PVC de 4" de diámetro por 1m de altura. Todas las columnas de tratamiento fueron llenadas con las mismas capas de sustratos (Compost, caliza, compost y grava) y alimentadas con DAM que fue recogido en la quebrada de Viso, durante un periodo de 37 días (18 de enero hasta 24 de febrero 2017). Durante los primeros 11 días, las 9 columnas llenas con DAM se dejaron en acondicionamiento, luego del día 12, se dejó pasar el DAM continuamente hasta el final del tratamiento.

Los análisis antes del tratamiento mostraron que el pH era de 3.64 y la concentración del sulfatos y sulfuros eran de 1453mg/L y <0.002 mg/L respectivamente. Los resultados del análisis post tratamiento mostraron que la eficiencia de remoción de sulfatos en el tratamiento de 24 horas, fue superior al 83% y los valores de pH en todas las columnas mostraron un rango de 7.31 - 8.50.

Palabras clave: Drenaje ácido de mina, bacterias sulfato reductoras, tiempo de retención.

ABSTRACT

The objective of this research was to determine the optimal retention time of the passive bioreactor compost treatment system for the removal of sulphates from acid mine drainage at laboratory scale. This research was carried out in three stages: The first consisted of the characterization of the watercourses of the Viso stream, the second the implementation of the passive bioreactor compost treatment system and finally, the analysis of the removal efficiency of the sulfate concentration with respect to the retention times.

The experiment was designed with three treatments; 24 hours, 36 hours and 48 hours of retention time and with 3 replications per each one, having nine (9) columns of PVC. All columns treatment were filled with the same substrate layers (Compost, limestone, compost and gravel) and fed With DAM brought from the Viso stream, during a period of 31 days (January 18 to February 24, 2017). During the first 11 days, the 9 columns filled with DAM were left in conditioning, after the twelve day the DAM was allowed to pass continuously until the end of the treatment.

Analyzes before treatment showed that the pH was 3.64 and the concentration of sulfates and sulphides were 1453mg / L and <0.002 respectively. The results of the post-treatment analysis showed that the most sulphate removal efficiency was in the 24-hour treatment with 83% and the pH values in all columns were in the range of 7.31 - 8.50.

Keywords: Acid mine drainage, sulfate-reducing bacteria, retention time.

CAPÍTULO I

INTRODUCCIÓN

1.1. Identificación del problema

La industria minera es una actividad productiva vital para la economía de muchos países, en el Perú según el Instituto Nacional de Información [INEI] (2016), esta industria tiene un aporte significativo en la economía nacional; no obstante, el impacto negativo y acumulativo del mal manejo de los pasivos ambientales mineros constituyen un problema grave para la salud de la población y del medio ambiente. Según la última actualización del inventario de pasivos ambientales mineros, a nivel nacional se han identificado 8,854 de los cuales 693 se ubican en el departamento de Lima y 178 en el distrito de San Mateo (Ministerio de Energía y Minas [R.M 535-2016 MEM/DM], 2016).

Cabe señalar que el efluente generado por los pasivos ambientales mineros es el drenaje ácido de mina (DAM), el cual es la acidificación del agua superficial y subterránea. El DAM se origina a través de una combinación de procesos químicos y biológicos por medio de los cuales, los minerales del sulfuro provenientes de las actividades mineras, tales como la pirita o marcasita (FeS_2), la arsenopirita (FeAsS), la calcopirita (CuFeS_2) y la esfalerita (ZnS) al entrar en contacto con el oxígeno atmosférico y el agua, se oxidan y generan lixiviados con altas concentraciones de metales pesados disueltos, iones sulfatos y acidez (Andrade, 2010; Nordstrom, Blowes, & Ptacek, 2015; Rötting, Caraballo, Serrano, Ayora, & Carrera, 2008).

Ordoñez (2004) menciona que el daño ambiental que el DAM ocasiona es significativo principalmente por dos factores. El primer factor es la extensión de contaminación, puesto que las aguas ácidas que fluyen de las operaciones mineras (bocaminas, canchas de relave, instalaciones; en abandono) contaminan los cursos de agua, extendiendo la contaminación aguas abajo, impactando suelos agrícolas, pueblos y ciudades que usan estas aguas. El segundo factor es el intervalo de tiempo en que el DAM puede permanecer activo, ya que este, puede empezar a fluir después de que la operación minera haya cesado y continuar contaminando por décadas, inclusive por más de cien años.

Según Sheoran, Sheoran, & Choudhary (2010), mencionan que existen diversas técnicas para el tratamiento del DAM, sin embargo, durante las últimas 2 décadas los sistemas de tratamiento pasivo son una opción viable para la remediación del DAM (Johnson, 2006; Rötting et al., 2008), puesto que estos sistemas mejoran la calidad del agua usando exclusivamente fuentes de energía disponibles de forma natural (por ejemplo, compuestos orgánicos, la gravedad, la energía metabólica microbiana) y, una vez construida, no requieren un mantenimiento frecuente (Rötting et al., 2008). Así mismo, Sheoran & Sheoran (2006), reportan que estos sistemas de tratamiento no necesitan energía para su funcionamiento y requieren un espacio pequeño para su instalación.

Los sistemas de tratamiento pasivo más comunes para el DAM son, drenajes de piedra caliza anóxicas (Rötting et al., 2008), lagunas aeróbicas (Sheoran et al., 2010) y reactores/lagunas de compost (Jong & Parry, 2006), dentro de este último se encuentran los biorreactores de compost; que son columnas rellenas de mezclas de sustratos orgánicos e inorgánicos, conocidos como "mezcla reactiva". Este sistema basa su método en la reducción del sulfato a sulfuro por acción de las bacterias sulfato reductoras (BSR); y esto ocasiona que el sulfuro biogénico precipite metales disueltos y sólidos altamente insolubles (Cabrera G., Perez R., Gomez M., Abalos A., 2006; Jiménez-Rodríguez et al., 2008)

Cabe señalar que las BSR, requieren de condiciones ambientales apropiadas (pH, temperatura, tiempo de retención, concentración de metales y sulfatos) (Jiménez-Rodríguez et al., 2008; Rodriguez & Zaiat, 2011) y de una fuente de carbono orgánico, presente en los sustratos orgánicos. Estos sustratos pueden ser: compost (por ejemplo, compost de setas, hojas); desechos de madera/papel (por ejemplo, aserrín, virutas de madera); subproductos de la producción de alimentos (por ejemplo, la melaza, suero de queso, residuos de procesamiento de papa); productos agrícolas (por ejemplo, heno, paja); y estiércol (por ejemplo, vacas, caballos, aves de corral); (Sheoran & Sheoran, 2006).

Es por ello que considerando que la mayoría de las comunidades afectadas por DAM se encuentran alejadas de la zona urbana y teniendo en cuenta la geografía de nuestro país y las condiciones socioeconómicas de estos pueblos, en particular del centro poblado San Miguel de Viso, es necesario plantear sistemas de tratamiento de DAM que sean rentables y sostenibles en el tiempo. Debido a ello esta investigación tiene como finalidad: Determinar el tiempo de retención óptimo del sistema de tratamiento pasivo

biorreactor de compost para la remoción de sulfatos de drenaje ácido de mina a escala de laboratorio.

1.2. Justificación de la Investigación

De acuerdo a la normativa vigente ley N° 28271 Ley que regula los pasivos ambientales de la actividad minera, el Artículo 5° indica que: “El estado asume la tarea de remediación por aquellos pasivos ambientales en abandono de los titulares no identificados o de aquellos que cancelen su derecho a la concesión minera”, el estado es quien tiene la obligación de remediar los pasivos ambientales, pero en la práctica se aprecia que el estado peruano, no tiene los recursos suficientes para remediar la gran cantidad de pasivos ambientales por que hay en el territorio nacional.

Y teniendo en cuenta que el DAM generado por los pasivos ambientales mineros ocasionados por las minas Sarita y Alejandro, desde hace más de 2 décadas están alterando negativamente la calidad del agua de la quebrada de San Miguel de Viso, que según el D.S N° 004-2017 MINAM (ECA para agua), este cuerpo de agua es de categoría 3, riego de vegetales y bebida de animales, no está siendo aprovechado debido a que las altas concentraciones de acidez, sulfatos y metales disueltos imposibilitan su uso.

Actualmente en la quebrada de San Miguel de Viso existe una necesidad creciente de agua para recuperar y potencializar las áreas agrícolas y los pastos, ya que la agricultura y la ganadería son la principal actividad económica de los pobladores, y considerando que el curso de agua más importante para estas actividades proviene de la quebrada Viso que en la actualidad no está siendo tratada, es de vital importancia evaluar y proponer métodos de tratamiento y remediación que sean económicamente y geográficamente viables y sostenibles.

Es así que el sistema de tratamiento pasivo propone remediar las aguas contaminadas por drenaje ácido de mina, ya que tienen ventajas potenciales sobre los tratamientos activos, como los costos bajos, capacidad para trabajar en áreas remotas, el uso de materiales orgánicos reciclados o de desecho, y apariencia natural (Jiménez-Rodríguez et al., 2008). El agua tratado podrá ser usado para el riego de los campos de cultivo que permitirá mejorar la calidad de vida y los ingresos económicos de los pobladores del Centro Poblado San Miguel de Viso.

1.3. Objetivos

1.3.1. Objetivo general

Determinar el tiempo de retención óptimo del sistema de tratamiento pasivo biorreactor de compost para la remoción de sulfatos de drenaje ácido de mina a escala laboratorio, Caso: Centro poblado San Miguel de Viso.

1.3.2. Objetivos específicos

- Caracterizar los cursos de agua de la Quebrada Viso.
- Diseñar e implementar el sistema de tratamiento pasivo biorreactor de compost.
- Analizar la remoción de sulfatos respecto a los tiempos de retención en el sistema de tratamiento pasivo biorreactor de compost.

CAPÍTULO II

REVISIÓN DE LITERATURA

2.1. Antecedentes

2.1.1. A nivel mundial

En China (Jinan), Zhang, Wang, & Han (2016), realizaron un estudio cuyo objetivo fue mejorar la tolerancia de sustratos orgánicos a concentraciones altas de metales pesados y niveles bajos de pH, para ello compararon 2 hábitat de sustratos para las BSR, para ambos casos usaron como sustrato orgánico, paja de maíz, hierro de valencia 0, arena de silicio, alcohol polivinilo y alginato de sodio. Así mismo, usaron drenaje ácido de mina sintético con altas concentraciones de Fe (469 mg/L), Cu (88 mg/L), Cd (92 mg/L) y Zn (128 mg/L). El primer hábitat de BSR tuvo una alta resistencia al drenaje ácido de mina que contenía altas concentraciones de metales con alta eficiencia de eliminación de metales (más de 99,9%) y sulfato (61-88%).

Así también en Estambul Turquía, Sahinkaya et al., (2015) realizaron un estudio titulado “Tratamiento biológico de drenaje ácido de minas utilizando un reactor anaerobio de manto de lodos de flujo ascendente a escala de laboratorio”, donde evaluaron el tratamiento sulfidogénico del drenaje ácido de mina que contenía As-, Fe-, Zn, Ni y Cu- contenidos en un reactor anaerobio de flujo ascendente con capa de lodos (UASB), que operó aproximadamente por 500 días. El sulfato de gránulos reductores se enriquecieron con agua residual sintética y la concentración de sulfatos disminuyeron de 2000 mg/L en el afluente a 100-200 mg/L en el efluente. El pH aumentó de 3-4 a 6-8 como resultado de la producción de alcalinidad biogénico. Las eficiencias de eliminación de los metales (Fe, Cu, Ni y Zn) se acercaron a 99% en presencia de sulfuro disuelto.

Por otra parte Song, Yim, Ji, Neculita, & Hwang, (2012) realizaron pruebas con biorreactores de columna a escala piloto. El objetivo de este trabajo fue evaluar la eficiencia de una mezcla de cuatro sustratos (vaca de compost de estiércol, compost de champiñón, aserrín, y paja de arroz) y la eficiencia del compost de champiñón, durante 174 días que duró el tratamiento de DAM. Se establecieron tres columnas de 141 L cada uno, una columna estaba llena de compost de champiñón y 2 columnas llenos con la mezcla de los cuatro sustratos, y se alimentaron con DAM con un tiempo de retención hidráulica de 4 días. Ambos sustratos (compost de champiñones y mezclas) dieron un rendimiento satisfactorio en la neutralización de pH (6.1-7.8). Las eficiencias de remoción de metal fueron del orden de Al (100%) > Fe (68-92%) > Mn (49-61%).

De la misma manera, Jiménez-Rodríguez et al., (2008) en la provincia de Huelva realizaron un estudio que tuvo por objetivo la evaluación de la eficiencia de eliminación de metales pesados (Fe, Cu, Zn y Al) del drenaje ácido de mina, para lo cual usaron cuatro alternativas (A, B, C y D) de tratamiento. En el experimento A, usaron suero de queso, el cual fue mezclado con agua de drenaje ácido de mina, el pH aumentó a 3,5 con la adición de KOH. En el experimento B, el biogás con alrededor de 30% de sulfuro de hidrógeno obtenida en el reactor anaeróbico se roció a la mezcla obtenida en la Operación A, pero en este caso a un pH de 5,5. En el experimento C, el pH de las agua de drenaje ácido de mina aumentó a 3,5 por la adición de solución de KOH. Finalmente, en el experimento D, el pH aumentó a 5,5 debido a la adición de solución de KOH. Los mejores resultados se obtuvieron en el experimento B, donde los porcentajes de remoción de Fe, Cu, Zn y Al alcanzaron valores de 91.3%, 96.1%, 79.0% y 99.0%, respectivamente.

Por otro lado, en Finlandia, Tuppurainen, Väisänen, & Rintala, (2002) realizaron un estudio que tuvo por objetivo la eliminación de Zinc y Sulfato de aguas residuales sintéticas, para ello emplearon cuatro reactores (R1, R2, R3 y R4) de flujo ascendente en paralelo a escala laboratorio; El reactor R1 contenía portadores para retener la biomasa, mientras que los reactores R2, R3 y R4 funcionaron como reactores en suspensión. Todos los reactores fueron inoculados con estiércol de vaca digerido anaeróticamente. Los reactores R1 y R2 fueron alimentadas con glucosa que contenía sulfato durante 48 días, luego los cuatro reactores fueron alimentados con aguas residuales que contenían 50 mg/L en los reactores R1-R3 y 200 mg/L en el reactor R4 de zinc respectivamente, los cuales operaron por 96 días.

Los resultados datan que se eliminaron entre 30-40% de sulfato, 98% de zinc, 150-200 mg de H₂S. Respecto a la eliminación de Zinc los autores concluyen que no se observaron efectos significativos, a pesar de las diferencias en las condiciones de operación y alimentación. Así mismo mencionan que en la última parte del tratamiento (es decir, entre los días del experimento 120-142) la extracción de zinc comenzó a fluctuar, mostrando una disminución insignificante en los reactores R3 y R4, mientras que en los reactores R1 y R2 el zinc fue eliminado por debajo del límite de detección (<0,01 mg Zn/L).

2.1.2. A nivel sudamericano

En Colombia en la ciudad de Bogotá, (Martinez, 2010) realizó un estudio que tuvo por objetivo determinar el tiempo de retención hidráulico (1, 2 y 4 día), y los efectos en la eficiencia del sistema, la mezcla reactiva y la actividad microbiana en reactores de flujo ascendente, para lo cual, construyeron siete reactores de laboratorio de 5 litros utilizando columnas de acrílico (73X10cm). Las columnas fueron embaladas y después, cada columna fue llenado con mezcla reactiva (15% estiércol de vaca, 10% compost de setas, 25% aserrín de sajo, 15% grava, 20% piedra caliza y 15% sedimento humedal como inóculo). Durante el período de aclimatación inicial, el pH aumentó de $3,0 \pm 0,8$ a $7,0 \pm 0,5$ en todos los reactores, independientemente del TRH. Como resultado los autores obtuvieron que todos los tiempos de retención hidráulicos fueron eficientes en el aumento del pH y la alcalinidad y la eliminación de sulfato (> 60%) y metales (85-99% para Fe^{2+} y 70 - 100% para Zn^{2+}), a excepción de Mn^{2+} .

En Quito, Ecuador Andrade, (2010) realizó un estudio titulado "Evaluación del potencial de generación de sulfuro por la acción de las BSR y sus posibles aplicaciones en el tratamiento de los drenajes ácidos de mina" cuyo objetivo fue desarrollar una tecnología basada en el uso de BSR para la generación biogénica de sulfuro como una posible alternativa de remediación de los drenajes ácidos de mina por medio de la precipitación de los contaminantes en forma de sulfuros metálicos. En el estudio en mención, se evaluaron diferentes lodos y sedimentos provenientes de plantas de tratamiento, lagunas de estabilización, lagunas naturales y artificiales de diferentes lugares de Ecuador, como inóculos microbianos durante la reducción biogénica de sulfatos a sulfuros.

Después de 66 días de operación, el autor citado, data que obtuvo una producción de sulfuro de 167 mg S^{2-} L⁻¹, juntamente con un porcentaje de remoción de la demanda química de oxígeno (DQO) constante de alrededor del 13%. La cantidad de las BSR presentes en el inóculo microbiano empleados en el biorreactor, fueron determinados con el método del número más probable (NMP) el cual fue de 2.4×10^5 bacterias sulfato-reductoras g⁻¹.

2.1.3. A nivel nacional

Chambe, (2008) en la Universidad Nacional Mayor de San Marcos realizó una investigación que consistió en la evaluación de métodos químicos y biogénicos para el tratamiento de los drenajes ácidos de mina a escala de laboratorio.

En dicho estudio, se emplearon BSR aisladas de lugares aledaños a los puntos de descarga en los Pantanos de Villa de la Unidad de Producción Cerro de Pasco perteneciente a la compañía minera Volcán. Como fuente principal de sulfato, el autor señala que empleó drenaje ácido de mina, y como donador de electrones y fuente de carbono y de energía para el crecimiento de las BSR los estiércoles de aves de corral, oveja y vaca.

Para las pruebas experimentales realizó 2 tratamientos: el tratamiento químico y el tratamiento biogénico. Para el tratamiento químico se usaron reactores batch y reactores continuos y para el tratamiento biogénico usaron biorreactores anaerobios tanto en sistemas batch como en sistemas en dos etapas para la generación de BSR, que luego pasó al contactor en el cual se produjo la reacción de precipitación de los metales pesados.

Con el tratamiento químico se obtuvo remociones de metales pesados como sigue a continuación: Cobre (99.99%), hierro (99.99%), plomo (96.67%), zinc (99.93%) y de los sulfatos consiguió remover el 73.14%, sin embargo la concentración de calcio en el drenaje ácido de mina tratado incrementó significativamente desde 380 ppm hasta 795 ppm debido a que en el tratamiento usaron cal para incrementar el pH de 2.21 hasta 8.15.

Y finalmente en el experimento biogénico, el autor consiguió obtener al cabo de 21 días, precipitaciones de metales pesados en los siguientes valores: cobre (99.99%), hierro (99.99%), de plomo (96.67%), de zinc (99.94%) y de los sulfatos consiguió remover el 97.55% y de calcio se removió el 99.96%. Los porcentajes de remoción de metales obtenidos por el método biogénico fueron ligeramente mayores que los obtenidos con el método químico, la ventaja ambiental que tiene adicionalmente el tratamiento biogénico es que no se generan lodos de hidróxidos que son generados con la adición de cal en los precipitados junto con los metales pesados.

2.1.4. A nivel local

Ordoñez, (2004), realizó un estudio en la comunidad San Miguel de Viso que tuvo por título “Caracterización de drenaje ácido de mina en el centro poblado Menor San Miguel de Viso y evaluación de su tratamiento”. El sistema trabajó mediante BSR, las cuales utilizan los metales disueltos en el drenaje ácido de mina en forma de sulfatos como fuente de energía, para posteriormente eliminar como sulfuros metálicos insolubles.

El experimento fue diseñado con tres tratamientos distintos y tres repeticiones para cada uno. Luego de haber procesado más de 50 litros de DAM, de cada columna se recogieron muestras y realizaron análisis de Zn, Mn, acidez, sulfuros, sulfatos. El autor señala que los resultados fueron superiores al 77 % en cuanto a la reducción de sulfatos.

2.2. Drenaje ácido de mina

El drenaje ácido de mina es la acidificación del agua superficial y subterránea que se genera a través de una combinación de procesos químicos y biológicos por medio de los cuales, los sulfuros metálicos provenientes de las actividades mineras, tales como la pirita o marcasita (FeS_2), la arsenopirita (FeAsS), la calcopirita (CuFeS_2) y la esfalerita (ZnS) son oxidados y generan lixiviados con altas concentraciones de metales pesados disueltos, iones sulfatos y acidez (Andrade, 2010; Jong & Parry, 2006; Sheoran et al., 2010) (Andrade, 2010; Jong & Parry, 2006; Sheoran et al., 2010; Watten, Sibrell, & Schwartz, 2005; Zagury, Neculita, & Management, 2007).

Cabe señalar que las reacciones de oxidación también ocurren de forma natural, y se aceleran por el aumento de exposición de superficies intervenidas para la extracción de minerales al oxígeno atmosférico y al agua y por la acción catalizadora de algunas bacterias ya que los DAM contienen una gran cantidad de sólidos en suspensión y un alto contenido de sulfato y metales disueltos (Fe, Al, Mn, Zn, Cu, Pb, etc.) (Johnson, 2006; López, Aduvire, Baretino, & Baretino, 2002; Nordstrom et al., 2015; Rötting et al., 2008).

2.2.1. Formación de drenaje ácido de mina

Según Johnson & Hallberg, (2005) el proceso de formación del DAM está directamente relacionado a los depósitos de sulfuros y de carbón, ya que estos poseen minerales metalíferos que en contacto con las condiciones atmosféricas generan acidez en el agua. Por otro lado, (Aduvire, 2006; Nordstrom et al., 2015; Vasquez, Escobar, Neculita, Arbeli, & Roldan, 2016); describen el proceso de oxidación de la pirita (FeS_2) como el responsable de la formación de aguas ácidas. Esta oxidación es favorecida en áreas mineras debido a la facilidad con la que el aire entra en contacto con los sulfuros a través de los tajos abiertos.

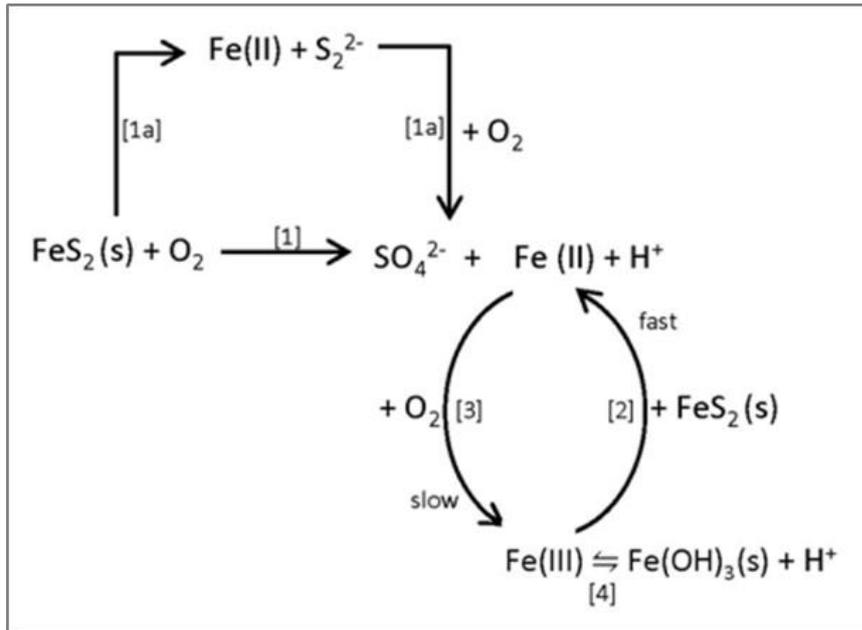
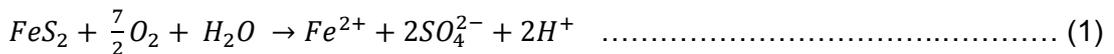
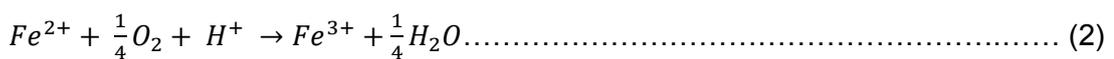


Figura 1. Reacción química (oxidación) de la Pirita

El proceso de formación comienza en un pH neutro con la oxidación del mineral sulfurado, en este caso, la pirita para liberar el ion ferroso (Fe^{2+}), sulfato e hidrógeno, de acuerdo a la siguiente reacción:



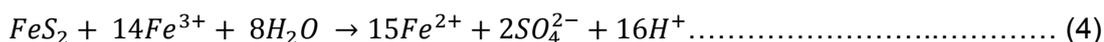
El Fe^{2+} , SO_4^{2-} y H^+ disueltos representan un incremento de la acidez que induce a la disminución del pH, por lo que a pH bajos (<4) ocurre el siguiente paso en el proceso de formación de los DAM:



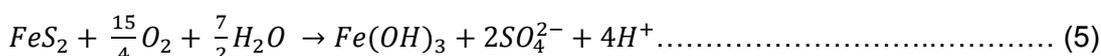
En este punto, las bacterias oxidantes de hierro pueden acelerar el proceso. A valores de pH entre 3,5 a 4,5 el ion férrico es catalizado por la bacteria Metallogenium y a pH por debajo de 3,5 la reacción es catalizada por la bacteria Thiobacillus ferrooxidans. Por lo general, a pH entre 2,3 a 3,5 el ion férrico por hidrólisis precipita como hidróxido $Fe(OH)_3$ (sólidos de color amarillo, naranja o rojo), lo que provoca un descenso del pH:



El Fe^{3+} generado en la reacción (2), y que no precipita por medio de la reacción (3), pueden seguir oxidando a la pirita, y formar nuevamente iones ferrosos, sulfatos e hidrógeno:

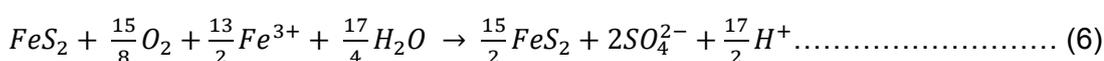


Basados en estas reacciones básicas simplificadas, la generación ácida que produce el hierro de la pirita el cual eventualmente precipita como Fe (OH)₃ puede ser representada por la siguiente reacción:



Por lo tanto, la reacción final para estabilizar el ion férrico formado a partir de la oxidación de la pirita, sería:

Por otro lado, la reacción global total tomando en cuenta la oxidación de la pirita con el hierro férrico (reacción 4), se obtiene a partir de las reacciones (1), (2) y (4):



Como se puede notar, estas reacciones incrementan progresivamente la acidez de las soluciones, lo que genera la movilización de los metales de los residuos mineros y por ende la formación del drenaje ácido de mina con valores de pH ácidos y elevadas concentraciones de metales y sulfatos disueltos (Aduvire, 2006; Chambe, 2008; Johnson & Hallberg, 2005; Rodriguez & Zaiat, 2011; Sheoran & Sheoran, 2006).

2.2.2. Clases de aguas ácidas

Skousen et al. y Ziemkiewics et al., citados por (Aduvire, 2006), a partir del pH y el contenido de oxígeno y metales pesados, clasifican los drenajes de mina y lo agrupan en 5 tipos.

Tabla 1. Tipos de drenajes de mina

Tipo	pH	Descripción
I	< 4,5	Alta concentración de Fe, Al, Mn, Zn, Cu, Ni, Pb, y otros metales. Alto contenido de oxígeno. Muy ácido (llamado Drenaje Ácido de Mina) Alta cantidad de sólidos disueltos.
II	< 6,0	Alta concentración de ión ferroso (Fe ²⁺) y Mn. Bajo contenido de oxígeno. Por oxidación, el pH del agua baja drásticamente hasta convertirse en Tipo I. Moderada a alta cantidad de sólidos disueltos.
III	> 6,0	Bajo a moderado contenido de ion ferroso (Fe ²⁺) y Mn. Bajo contenido de oxígeno. Alta alcalinidad (llamado Drenaje Alcalino de Mina). Por oxidación de metales la acidez generada es neutralizada por la alcalinidad presente en el agua.

<i>Tipo</i>	<i>pH</i>	<i>Descripción</i>
IV	> 6,0	Alta cantidad de partículas disueltas. Drenaje neutralizado, pero todavía no se han fijado los hidróxidos en el agua. A mayor tiempo de residencia en las balsas mayor fijación de partículas y el agua puede llegar a ser similar al de Tipo V. Agua del drenaje es neutralizado.
V	> 6,0	Alta cantidad de sólidos disueltos. Gran cantidad de hidróxidos precipitados y fijados en las balsas. Cationes restantes son disueltos por Ca y Mn. Oxi-aniones solubles como bicarbonato y sulfato quedan en la solución.

Fuente: Skousen et al., y Ziemkiewics et al., citados por Aduvire, (2006)

2.3. Tratamientos para la remediación de los DAM

Existen dos tipos de tratamiento para la remediación de los DAM: activos y pasivos. (Ordoñez, 2004; Sheoran et al., 2010). En los tratamientos activos se aplican continuamente sustancias alcalinas, mientras que los pasivos se utiliza un diseño de flujo a través de una mezcla reactiva sólida. Adicionalmente, en los tratamientos pasivos la respiración de los microorganismos es la responsable de neutralizar y producir sulfuro, el cual precipita junto a los metales, haciéndolos insolubles. (Johnson & Hallberg, 2005). Entre los métodos pasivos para la remediación del DAM se encuentran los humedales anaerobios, barreras permeables reactivas y los biorreactores (Sheoran & Sheoran, 2006; Vasquez et al., 2016).

Los biorreactores sulfato reductores permiten la remoción de metales pesados y sulfato con bajos costos de operación, debido a que no requieren el uso de energía eléctrica, ni la constante adición de sustancias químicas para su funcionamiento (Vasquez et al., 2016). Básicamente, son columnas empacadas con una mezcla reactiva sólida, conformada por componentes inorgánicos, como la piedra caliza y la grava, y por sustratos orgánicos, que se usan como fuente de carbono y energía, donde se encuentran y reproducen las bacterias sulfato reductores (Johnson & Hallberg, 2005; Cabrera G., Perez R., Gomez M., Abalos A., 2006; Jong & Parry, 2006).

En la siguiente figura se puede apreciar los diferentes tipos de tratamientos que se pueden usar para el tratamiento de los drenajes ácidos de mina.

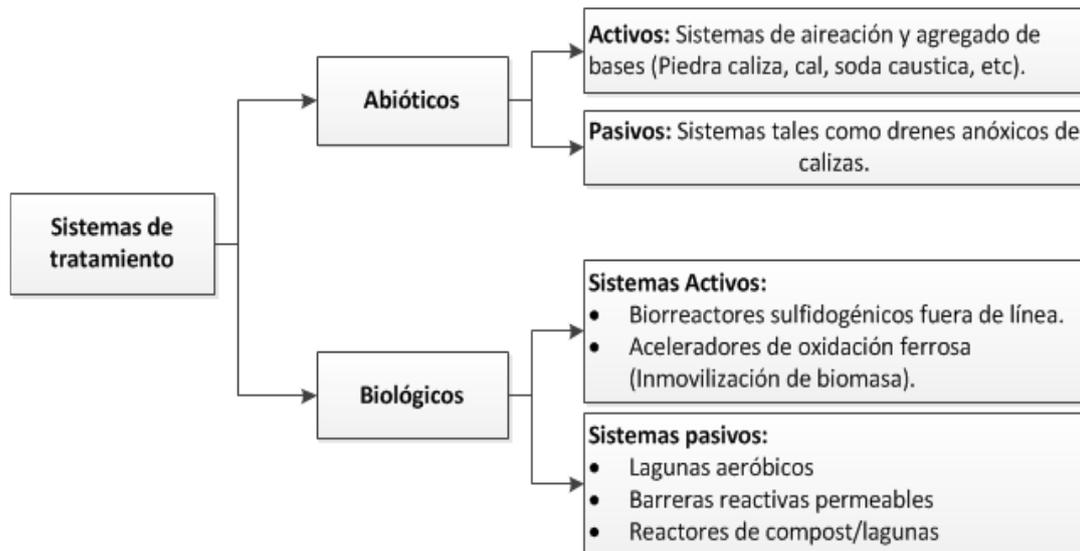


Figura 2. Alternativas para la remediación de las aguas de DAM (Johnson & Hallberg, 2005).

2.3.1. Sistema de tratamiento pasivo biorreactor de compost

La reducción de sulfato en ambientes anaeróbicos constituye uno de los mecanismos más importantes en la remoción de sulfatos y metales (Nordstrom et al., 2015; Sheoran et al., 2010). El mecanismo principal para la remoción de sulfatos y metales en los biorreactores es lograr su precipitación en forma de sulfuros y carbonatos (Neculita et al., 2007). En la primera etapa de funcionamiento de un biorreactor los procesos más importantes de remoción son la adsorción y la precipitación en forma de hidróxidos y de carbonatos. Sin embargo, una vez que las condiciones de sulfato reducción están establecidas, la precipitación de los sulfuros metálicos se convierte en el mecanismo predominante (Johnson & Hallberg, 2005).

Cabe señalar que la principal ventaja de la formación de sulfuros metálicos, es que son insolubles, y por lo tanto están menos biodisponibles en comparación con otras especies metálicas (Zagury et al., 2007; Sánchez-Andrea et al., 2014, Zhang et al., 2016;). Las BSR reducen el sulfato a sulfuro, cuando tiene una fuente de carbono disponible, y los sulfuros reaccionan con los metales para formar un precipitado de sulfuro metálico (Neculita et al., 2007). Así mismo las BSR, como fuente de energía utilizan compuestos orgánicos de cadena corta y bajo peso molecular, generados a partir de la actividad de los microorganismos fermentadores y celulolíticos (Neculita et al., 2007).

2.4. Bacterias sulfato reductoras en el proceso de tratamiento del DAM.

2.4.1. Bacterias sulfato reductoras (BSR)

Las BSR son microorganismos anaerobios que obtienen energía para la síntesis celular y el crecimiento, acoplando la oxidación de compuestos orgánicos (por ejemplo el etanol, formiato, lactato, piruvato, malato y succinato) o el hidrógeno molecular (H_2) a la reducción de sulfato (SO_4^{2-}) como aceptor final de electrones a sulfuro (H_2S , H^-) (Chambe, 2008; Rötting et al., 2008; Sheoran et al., 2010; Vasquez et al., 2016). En este proceso conocido como reducción desasimilativa, el sulfuro producido en el interior celular, es expulsado al ambiente; mientras que en el proceso asimilativo, el sulfuro es inmediatamente transformado en compuestos orgánicos de azufre, para la formación de aminoácidos y proteínas (Jong & Parry, 2006; Chambe, 2008; Rötting et al., 2008; Sheoran et al., 2010; Vasquez et al., 2016). (Fig. 3).

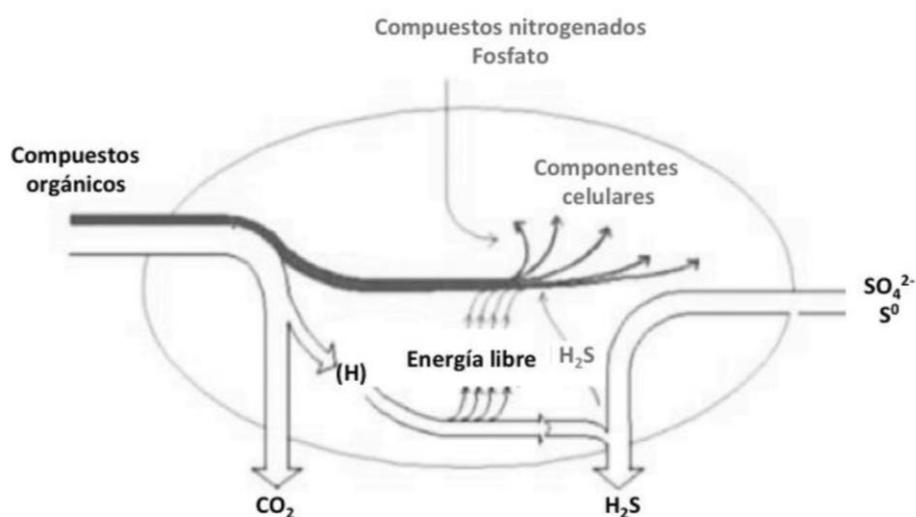


Figura 3. Metabolismo energético y celular de las bacterias sulfato reductoras (Neculita et al., 2006)

Los microorganismos sulfato reductores son anaerobios estrictos, sin embargo algunas especies pueden tolerar e incluso reducir el oxígeno por períodos de tiempo muy limitados (Neculita et al., 2006). Algunos también pueden utilizar el sulfito (SO_3^{2-}), tiosulfato ($S_2O_3^{2-}$) o azufre como aceptores de electrones alternativos, y reducirlos de igual manera, a sulfuro. Existen otros compuestos que sirven de aceptores finales de electrones para las BSR, sin embargo estos procesos de reducción no se encuentran acoplados al crecimiento de estos microorganismos. Entre estos se encuentran: el hierro, uranilo, pertecnetato, selenato, cromato y arsenato (Johnson, 2006; Sheoran et al., 2010).

2.4.2. Géneros de bacterias sulfato reductoras

Actualmente se han reconocido diez géneros de bacterias desasimilativas reductoras de sulfato, subdivididos en dos grandes grupos fisiológicos (según su metabolismo), es decir, si oxidan o no el acetato como fuente de carbono y energía (Chambe, 2008; Sanchez-Andrea, Sanz, Bijmans, & Stams, 2014; Sheoran et al., 2010).

Tabla 2. Bacterias sulfato reductoras

<i>Grupo/género</i>	<i>Rasgos fenotípicos sobresalientes</i>			
	<i>Gram</i>	<i>Morfotipo</i>	<i>Esporas</i>	<i>Capacidad crecimiento autotrófico</i>
Grupo - I (No oxidan Acetato)				
Desulfovibrio	-	Bacilos Curvos	-	+
Desulfomicrobium	-	Bacilos	-	-
Desulfobotulus	-	Vibrios	-	-
Desulfotomaculum	-	Bacilos	+	-
Archaeoglobus	*	pleomórfico	-	-
Desulfobulbus	-	Ovoide	-	-
Thermodesulfobacterium	-	Bacilos	-	-
Grupo - II (Oxidán Acetato)				
Desulfobacter	-	Bacilos	-	-
Dsulfobacterium	-	Bacilos	-	+
Desulfococcus	-	Bacilos	-	+
Dseufonema	+	filamentos	-	+
Desulfosarcina	-	Cocos	-	+
Desulfoarculus	-	Vibrios	-	-

Fuente: Kolmer et al. Citado por Chambe (2008).

A. Géneros del grupo I: Desulfovibrio, Desulfomonas, Desulfotomaculum, Desulfobulbus: Utilizan fundamentalmente lactato, piruvato, etanol, o ciertos ácidos grasos como fuentes de energía y de carbono, reduciendo el sulfato a sulfuro de hidrógeno.

B. Géneros del grupo II: Desulfobacter, Desulfococcus, Desulfosarcina y Desulfonema: Están particularmente especializados en la oxidación de ácidos grasos, en particular del acetato, reduciendo el sulfato a sulfuro.

2.4.3. Hábitat de las bacterias reductoras de sulfato

Según Chambe, 2008; Doshi, 2006; Jiménez-Rodríguez et al., (2008), el hábitat de estas bacterias se encuentran en ambientes anóxicas tanto acuáticos como terrestres, tales como:

- Se encuentran en el nivel sub superficial de ambientes acuáticos como sedimentos o aguas profundas que se vuelven anóxicas.
- También se encuentran en lodos y sedimentos de plantas industriales petrolíferas.
- En biofilms metálicos de conducciones industriales donde producen procesos de corrosión.
- En heces del hombre y animales.
- En frutas en estado de descomposición.
- Ocasionalmente en ambientes hipersalinos y termófilos.

Esta afirmación es también compartida con (Zagury et al., 2007), quien menciona que estas bacterias se encuentran principalmente en ambientes anóxicas ricos en sulfatos, en los suelos de, lodos de estuarios, aguas dulces, de alcantarillado, marinas, salobres, termales y áreas geotermales, depósitos de sulfuro, en pozos petroleros y de gas, y en el intestino de mamíferos e insectos inclusive.

2.4.4. Papel de las bacterias sulfato reductoras en la digestión anaerobia.

Durante el tratamiento de aguas con altos niveles de sulfato, las bacterias fermentativas o acidogénicas compiten con las bacterias acetogénicas por sustratos intermediarios como los ácidos grasos volátiles (AGV) y alcoholes, y con las bacterias metanogénicas por los sustratos menos complejos como hidrógeno y acetato. El resultado de esta competencia es importante porque determina el rendimiento de los productos finales de la mineralización (sulfuro y metano) (Cabrera G., Perez R., Gomez M., Abalos A., 2006). Cabe señalar también que la actividad de las sulfato reductores depende principalmente de la disponibilidad de sulfato (Jiménez-Rodríguez et al., 2008; Watten et al., 2005).

Según (Sheoran et al., 2010; Song et al., 2012; Zhang et al., 2016), el proceso de digestión anaerobia (Figura 4) es un proceso complejo llevado a cabo por las diferentes poblaciones microbianas interactuando en sintrofia. Este se lleva a cabo en varias etapas, como se describe a continuación:

A. Hidrólisis:

Ocurre la desintegración de la materia orgánica compleja e insoluble. En esta etapa los carbohidratos, proteínas y lípidos son hidrolizados a azúcares monoméricos, aminoácidos, polioles y ácidos grasos de cadena larga. Es llevada a cabo por las bacterias hidrolíticas.

B. Acidogénesis:

Se lleva a cabo la fermentación de compuestos solubles (azúcares, aminoácidos y polioles) y los productos formados son ácidos grasos volátiles, hidrógeno, dióxido de carbono y pequeñas cantidades de etanol y ácido láctico. Este proceso es realizado por las bacterias fermentativas o acidogénicas.

C. Acetogénesis:

Consiste en la conversión de ácidos grasos volátiles a acetato e hidrógeno, el cual es producida por las bacterias acetogénicas.

D. Metanogénesis:

Es la formación de metano por la descarboxilación de acetato, llevada a cabo por las bacterias metanogénicas acetotróficas y por hidrogenación de dióxido de carbono por las bacterias metanogénicas hidrogenotróficas.

E. Sulfato-Reducción:

Se lleva a cabo en la presencia de sulfato. En esta etapa ocurren las reacciones de oxidación de ácidos grasos volátiles con más de dos átomos de carbono, así como la oxidación de acetato por BSR acetotróficas y de hidrógeno por bacterias sulfato-reductoras hidrogenotróficas.

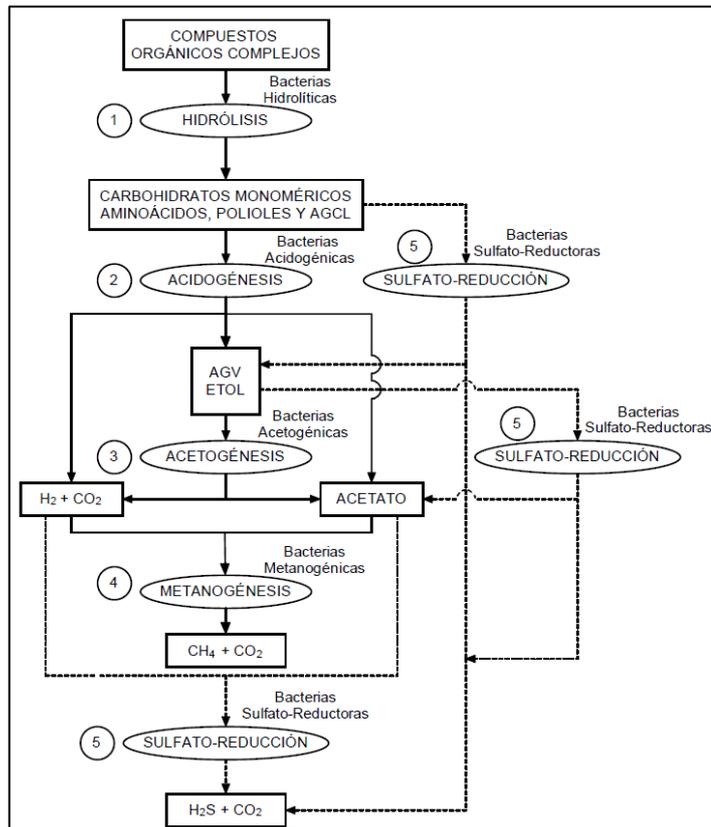


Figura 4. Degradación anaerobia en presencia de sulfato.

2.4.5. Factores que afectan el rendimiento de las bacterias sulfato reductoras

Varios factores como el pH, la temperatura, el tiempo de retención, la disponibilidad de materia orgánica, la concentración de metales, pueden afectar el crecimiento y la actividad de las BSR (Doshi, 2006; Jiménez-Rodríguez et al., 2008; Sheoran et al., 2010; Watten et al., 2005; Zhang et al., 2016).

Efecto del pH

A pHs bajos las bacterias invierten energía en mantener el pH interno neutro, lo cual les deja menos energía para su crecimiento (Sanchez-Andrea et al., 2014). En el caso de las BSR, aunque pueden vivir en un rango de pH entre 5 y 9, fuera de este rango, a pHs menores a 5, la actividad sulfato reductora es inhibida especialmente en presencia de metales pesados, lo que resulta en la disminución de la capacidad de remoción de metales en el reactor (Doshi, 2006; Jiménez-Rodríguez et al., 2008; Vasquez et al., 2016). Por ejemplo, en biorreactores a escala laboratorio se demostró que a pH entre 4-6, la tasa de sulfato reducción se mantuvo entre 553-1052 mmol/m³/día, mientras que a pH menores a 3.5 la tasa disminuyó drásticamente a 3.35 mmol/m³/día (Johnson, 2006; Jong and Parry, 2006).

Efecto de la Temperatura

Otro factor ambiental importante en la competencia de las bacterias es la temperatura. Existen estudios que indican que las metanogénicas son más sensibles al incremento que las BSR (Doshi, 2006). Las BSR pueden encontrarse en ambientes con temperaturas extremas. Por tal razón, el proceso de reducción de sulfatos puede llevarse a cabo bajo condiciones psicrófilas (0-25°C) y mesófilas (23-35°C), así como en termófilas (35-70°C), sin embargo, las condiciones óptimas de crecimiento se dan en un intervalo de temperatura entre 28 y 32°C (Sheoran & Sheoran, 2006; Sheoran et al., 2010). Cada especie de bacterias sulfato reductoras tienen una temperatura óptima y un rango óptimo de crecimiento, pero generalmente las velocidades de conversión y de crecimiento son más altas en temperaturas elevadas (Vasquez et al., 2016).

Tiempo de retención

La eficiencia de las bacterias pueden ser afectados por el tiempo de retención del tratamiento (Sheoran et al., 2010; Watten B., Ching P., Sibrell P., 2007). La variabilidad de las propiedades hidráulicas de los medios porosos utilizados en las mezclas reactivas puede dar lugar a tiempos de retención específicas para cada tipo de biorreactor (Vasquez et al., 2016). Un tiempo de retención corto (1-2 días) puede resultar insuficiente para que las bacterias puedan neutralizar la acidez y por ende precipitar los metales o puede que la biomasa sea lavado y se pierda con el efluente (Fabian et al., 2005; Zagury et al., 2007; Sheoran et al., 2010). De la misma forma tiempos de retención muy largos (5>días) pueden agotar el sustrato, por ende la disminución en el crecimiento de las bacterias.

Sustrato orgánico

Sheoran et al., (2010) mencionan que los sustratos orgánicos son aquellos que necesitan descomposición por otros microorganismos para proporcionar alimento a las bacterias sulfato reductoras. En muchas investigaciones se han usado diversos sustratos como fuentes de alimento, los cuales pueden ser clasificados como: compost (por ejemplo, compost de setas, hojas); desechos de madera/papel (por ejemplo, aserrín, virutas de madera); subproductos de la producción de alimentos (por ejemplo, la melaza, suero de queso, residuos de procesamiento de papa); Los productos agrícolas (por ejemplo, heno, paja); estiércol (por ejemplo, vacas, caballos, aves de corral); y los residuos de aguas residuales (por ejemplo, lodos digeridos, lodos de depuradora) (Rodríguez & Zaiat, 2011; Song et al., 2012; Tuppurainen et al., 2002).

La liberación de ácido orgánico a partir de sustratos durante un periodo largo es muy importante para la sobrevivencia de las BSR, es decir, la selección apropiada y cantidades de sustratos están relacionados con la sostenibilidad de estas bacterias (Cabrera G., Perez R., Gomez M., Abalos A., 2006). Para la selección de fuentes de carbono se pueden seleccionar entre dos grupos de materiales, residuos celulósicos y orgánicos (Kuyucak & St-Germain, 1994). En general, los residuos celulósicos incluyen aserrín, heno, alfalfa, y viruta, mientras que los residuos orgánicos, estiércol de vaca, caballo, gallina, oveja, conejo (granulares) o lodos de depuradora, planta de celulosa, melaza y compost (Sheoran et al., 2010).

Concentración de los metales

Se ha reportado que los metales son agentes inhibitorios o tóxicos para los microorganismos anaerobios, esto incluye a las BSR (Sheoran et al., 2010). Esto se debe principalmente a que los metales cuentan con la capacidad de desactivar enzimas al reaccionar con grupos funcionales sulfhidrilo (-SH) y remplazan metales que son constituyentes y centros activos de enzimas tales como los cofactores Cu(II), Zn(II), Co(II), Ni(II); provocando impactos negativos sobre el crecimiento y la actividad bacteriana (Song et al., 2012; Zagury et al., 2007).

Las BSR también tienen cierto grado de tolerancia a la presencia de metales como resultado de su metabolismo, primero inmovilizando los iones metálicos mediante la producción de sulfuro y segundo, mediante la reducción enzimática de los metales (Neculita et al., 2007). La resistencia a los metales varía también según la especie de BSR, y también según la concentración en la que se encuentren: bajas concentraciones pueden promover la sulfato reducción, mientras que altas concentraciones pueden ser inhibitorias o letales (Song et al., 2012).

2.4.6. Proceso de Sulfato-Reducción de sulfatos y precipitación de metales.

El proceso para la remoción de iones metálicos se basa en la formación de sulfuros metálicos de baja solubilidad y la neutralización del agua debido a la alcalinidad producida en la oxidación microbiana de la fuente de carbono y la presencia de carbonatos (Sheoran et al., 2010). El proceso puede representarse con las siguientes ecuaciones (Kaksonen A., 2007):

La producción de sulfuro y alcalinidad (Reacción 7): El metanaldehído (CH_2O) representa la fuente de carbono:



El sulfuro producido precipita los metales disueltos como sulfuros de baja solubilidad (Reacción 9). Donde M^{2+} representa los metales como Zn, Cu, Ni, Co, Fe, Hg, Pb, Cd.



La reacción de precipitación del metal libera protones (Ecuación 8), los cuales se suman a la acidez del agua. La alcalinidad de bicarbonato producida en la oxidación sulfidogénica de la materia orgánica (Reacción 7) neutraliza la acidez producida en la reacción de precipitación del metal (Reacción 9).



2.5. Drenaje ácido de mina en el Perú.

En el Perú según el INEI (2016), la industria minera tuvo un aporte de 1.9 del PBI nacional en el 2016; no obstante, el impacto negativo y acumulativo del mal manejo de los residuos mineros constituye un problema grave para la salud de la población y del medio ambiente. El principal efluente originado es el drenaje ácido de mina (DAM), el cual se origina a partir de mineras inactivas, que al encontrarse en estado de abandono se convierten en pasivos ambientales mineros (PAMs) y en el Perú se han identificado alrededor de 8,854 de los cuales 693 se ubican en Lima y 178 en el distrito de San Mateo (Ministerio de Energía y Minas [R.M 535-2016 MEM/DM], 2016). En la figura 5, se puede apreciar que entre la costa y sierra central hacia la costa-sierra sur se encuentran la mayoría de las minas abandonadas.

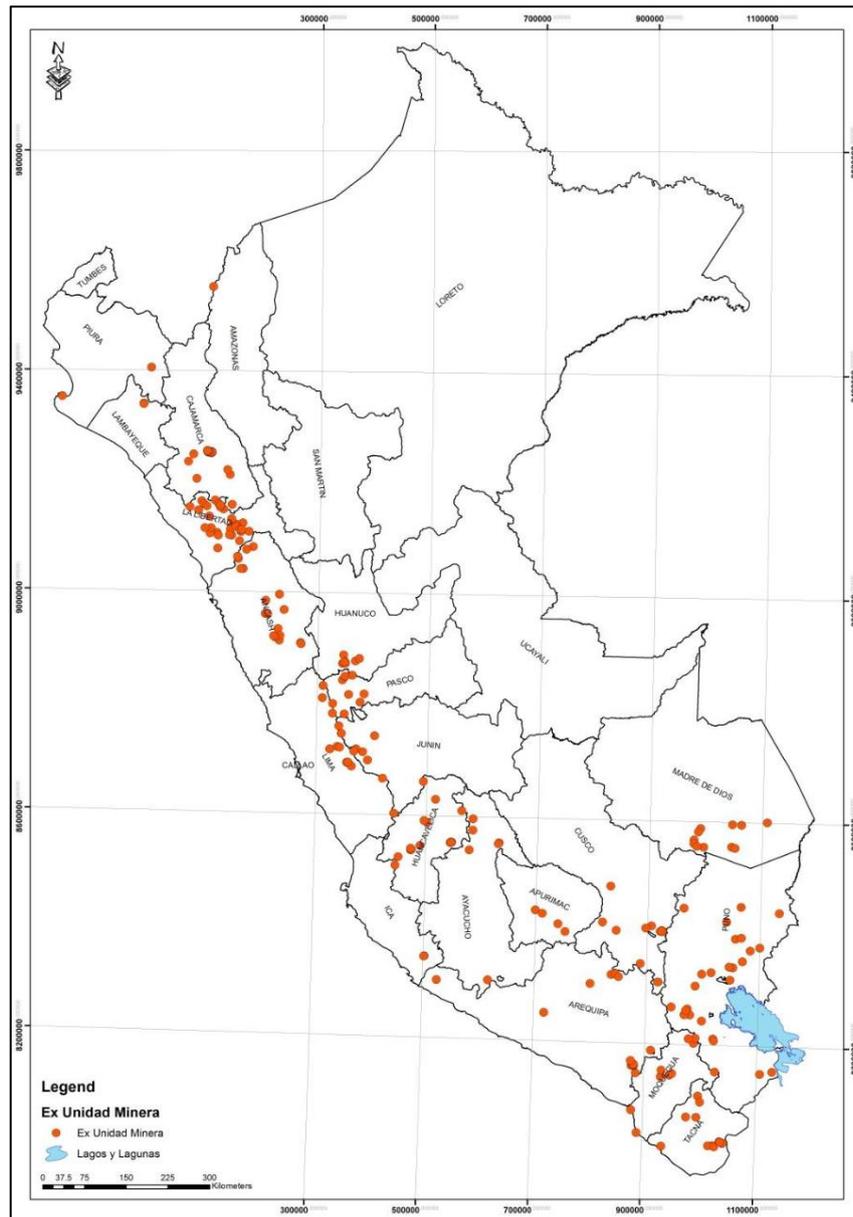


Figura 5. Ubicación de pasivos ambientales mineros en el Perú (Ministerio de energía y minas, 2016)

2.6. Marco Legal

2.6.1. Normativa General

A. Constitución Política del Perú

La Constitución Política del Perú de 1993, en su artículo 2º, inciso 22, establece que “Toda persona tiene derecho a la paz, la tranquilidad, al disfrute del tiempo libre y al descanso, así como a gozar de un ambiente equilibrado y adecuado para el desarrollo de su vida”.

Asimismo, los artículos 66º, 67º, 68º y 69º establecen que los recursos naturales, renovables y no renovables son patrimonio de la Nación, siendo el Estado el que debe promover el uso sostenible de éstos.

En el artículo 70º, la Constitución protege el derecho de propiedad y así lo garantiza el Estado, pues a nadie puede privarse de su propiedad. Sin embargo, por razones de seguridad o cuando se requiere desarrollar proyectos de necesidad pública, declarados por ley, para su ejecución, se podrá expropiar propiedades previo pago en efectivo de indemnización justipreciada que incluya compensación por el eventual perjuicio.

B. Código Penal, Título XIII, Delitos contra la Ecología – D.L. N° 635 y su respectiva modificatoria

Mediante el cual se especifican las sanciones por diversos delitos contra la ecología, los recursos naturales y el medio ambiente según lo establecido en los artículos mencionados en su capítulo único, como son: responsabilidad culposa, contaminación agravada, depredación de flora y fauna legalmente protegidas, etc.

C. Ley N°28611: Ley General del Ambiente y sus respectivas modificatorias mediante D.L. N°1055

Norma ordenadora del marco legal para la gestión ambiental en el Perú, establece los principios y normas básicas para asegurar el efectivo ejercicio del derecho a un ambiente saludable, equilibrado y adecuado para el pleno desarrollo de la vida, así como el deber de contribuir a una efectiva gestión ambiental y de proteger el ambiente y a sus componentes, con el objetivo de mejorar la calidad de vida de la población y lograr el desarrollo sostenible del país.

Las modificatorias a la Ley General del Ambiente, dadas mediante el D.L. N° 1055 tiene el objetivo de complementar el Decreto Legislativo N° 1013, que aprobó la Ley de Creación, Organización y Funciones del Ministerio del Ambiente, en lo relativo a los Límites Máximos Permisibles (LMP) y el Sistema de Información Ambiental, a fin de que la mencionada norma incorpore los mecanismos de transparencia, participación ciudadana y las sanciones aplicables al incumplimiento de las obligaciones contenidas en ella.

D. Ley de Recursos Hídricos – Ley N° 29338 y su Reglamento (D.S. 001-2010-MINAM).

La presente ley regula el uso y gestión de los recursos hídricos. Comprende el agua superficial, subterránea, continental y los bienes asociados a ésta. Se extiende al agua marítima y atmosférica en lo que resulte aplicable.

La presente ley tiene por finalidad regular el uso y gestión integrada del agua, la actuación del Estado y los particulares en dicha gestión, así como en los bienes asociados a ésta.

La ley reconoce tres clases de uso de agua: uso primario, poblacional y uso productivo. El uso productivo del agua consiste en la utilización de la misma en procesos de producción o previos a los mismos. Se ejerce mediante derechos de uso de agua otorgados por la Autoridad Nacional; la actividad minera se encuentra dentro de esta clasificación de uso.

Asimismo, mediante D.S. N° 001-2010-AG se aprobó el Reglamento de la Ley de Recursos Hídricos, que tiene por objeto regular el uso y gestión de los recursos hídricos que corresponden al agua continental, superficial y subterránea, y los bienes asociados a ésta. Asimismo, la actuación del Estado y los particulares en dicha gestión, todo ello con arreglo a las disposiciones contenidas en la Ley de Recursos Hídricos, Ley N° 29338. De acuerdo al Artículo 149° del Reglamento de la Ley de Recursos Hídricos, el titular de un Derecho de Uso de Agua está facultado para reutilizar el agua residual que genere siempre que se trate de los mismos fines para los cuales fue otorgado su derecho. Para actividades distintas requiere autorización de reuso de agua residual tratada.

2.6.2. Normativa sobre Protección de la Salud

A. Ley General de Salud - Ley N° 26842

Establece que la protección del ambiente es responsabilidad del Estado y de las personas naturales y jurídicas, los que tienen la obligación de mantenerlo dentro de los estándares permisibles preservando así la salud de las personas. Asimismo, señala que toda persona natural o jurídica está impedida de efectuar descargas de desechos o sustancias contaminantes en el agua, el aire o el suelo, sin haber adoptado las consideraciones ambientales que señalan las normas sanitarias y de protección del ambiente.

2.6.3. Marco legal aplicable a pasivos mineros

A. Reglamento de Protección Ambiental en las Actividades Minero Metalúrgicas – D.S. N° 016-93-EM

Mediante esta norma se establece los procedimientos y pautas necesarias para que las actividades mineras se adecuen a las normas ambientales vigentes en el país y a las estipuladas por el Ministerio y establece los requisitos de operación y las pautas necesarias para que las nuevas operaciones mineras adopten medidas para el control y monitoreo de sus actividades, asegurando así una adecuada protección ambiental. Fue modificado mediante el Decreto Supremo N° 059-93-EM.

Asimismo, considera expresamente la posibilidad de depositar relaves en el fondo de cuerpos lacustre o del mar, bajo condiciones técnicamente manejables, para los casos en los que la topografía no permite su disposición en superficie o cuando su disposición en superficie representa un mayor riesgo a la población o al ambiente (Art. 38°). Además, se establece la obligación de garantizar la estabilidad física y química del material depositado en la etapa de abandono (Art. 39°).

B. Ley que Regula los Pasivos Ambientales de la Actividad Minera, Ley N° 28271, con su respectivo reglamento aprobado mediante D.S. N° 059-2005-EM. Y las modificatorias a la Ley en sus artículos 5, 6, 7 y 8, de la primera disposición complementaria y final de la Ley N° 28271 y le añade una tercera disposición complementaria y final – Ley N° 28526

Establece la obligación de los titulares mineros con pasivos ambientales definidos en sus concesiones de celebrar contratos de remediación ambiental con el MEM a través de la DGAA, así mismo el titular minera tiene la obligación de presentar un Plan de Cierre de los Pasivos Ambientales.

El Plazo máximo de presentar un Plan de Cierre es de un año a partir de su identificación y notificación por parte de la Autoridad Competente, plazo en el que celebrará el contrato de remediación ambiental.

C. D.S. N° 003-2009-EM.- Modifican Reglamento de Pasivos Ambientales de la Actividad Minera aprobado por D.S. N° 059-2005-EM

El presente Decreto Supremo tiene por objeto precisar los alcances de la Ley N°28271, que regula los pasivos ambientales de la actividad minera, a fin de establecer

los mecanismos que aseguren la identificación de los pasivos ambientales de la actividad minera, la responsabilidad y el financiamiento para la remediación de las áreas impactadas por aquellos, con la finalidad de mitigar sus impactos negativos a la salud de la población, al ecosistema circundante y la propiedad.

Mediante el D.L. N°1042 del 25 de Junio de 2008, se modificó y adicionó diversos artículos a la Ley N° 28271, ley que regula los pasivos ambientales mineros, a fin de posibilitar una mayor variedad de las modalidades de participación de terceros en la remediación de pasivos ambientales, establecer incentivos para su identificación y remediación, y permitir su reutilización, reaprovechamiento, uso alternativo o turístico, entre otros aspectos.

D. Dictan disposiciones para el aprovechamiento de residuos de los Proyectos de Cierre o Remediación Ambiental a cargo de la empresa del Estado Activos Mineros-S.A.C.- D.S. N° 013-2008-EM

En su artículo 1° precisa “Facúltese a la empresa del Estado Activos Mineros S.A.C. a suscribir contratos que permitan la transferencia al sector privado de los residuos acumulados como desmontes o relaves, entre otros, que correspondan a los proyectos de cierre o remediación ambiental a su cargo, para su aprovechamiento económico, sujetándose a las condiciones establecidas en el presente Decreto Supremo”.

E. Reglamento de Protección y Gestión Ambiental para las Actividades de Explotación, Beneficio, Labor General, Transporte y Almacenamiento Minero. Decreto Supremo N°040-2014-EM

El presente reglamento, tiene por finalidad asegurar que las actividades mineras en el territorio nacional, se realicen salvaguardando el derecho constitucional a disfrutar de un ambiente equilibrado y adecuado al desarrollo de la vida, en el marco de la libre iniciativa privada y el aprovechamiento sostenible de los recursos naturales.

Es aplicable al ámbito de la mediana y gran minería, a las personas naturales o jurídicas que proyecten ejecutar o ejecuten actividades mineras de explotación, beneficio, labor general, transporte minero y almacenamiento de minerales en el territorio nacional, comprendiendo asimismo, las actividades mineras, distintas de las señaladas en el párrafo anterior.

Además es aplicable supletoriamente a las demás actividades mineras, distintas de las señaladas en el párrafo anterior.

F. Publicación de las Guías de Monitoreo de Agua y Aire para la Actividad Minero Metalúrgicas - R.D. N° 004-94-EM/DGAA

Mediante esta norma se publican los protocolos de monitoreo de calidad de aire y emisiones, y el protocolo de monitoreo de calidad de agua, guías que estandarizan los procedimientos para la ejecución de los programas de monitoreo, tanto para aire como para agua.

2.6.4. Estándares de Calidad Ambiental y límites Máximos Permisibles

A. Decreto Supremo N° 004-2017-MINAM – Aprueban Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para Agua y Establecen Disposiciones Complementarias.

El 06 de Junio del 2017 se aprueban los ECA para agua el cual compila las disposiciones aprobadas mediante D.S. N°002-2008-MINAM, D.S. N°023-2009-MINAM y D.S. N°015-2015-MINAM, que aprueban los ECA para agua, quedando sujetos al presente Decreto Supremo y el anexo (el cual se describen en las tablas posteriores). Esta compilación normativa modifica y elimina algunos valores, parámetros, categorías y subcategorías de los ECA, y mantiene otros, que fueron aprobados por los referidos decretos supremos.

Se debe tener en cuenta que se deroga las disposiciones D.S. N°002-2008-MINAM, D.S. N°023-2009-MINAM y D.S. N°015-2015-MINAM.

A continuación se presenta el Anexo del Decreto Supremo N° 004-2017-MINAM, véase los detalles de **Categoría 3: Riego de Vegetales y Bebida de Animales** en la siguiente tabla:

Tabla 3. ECA para agua - categoría 3 – Riego de vegetales y bebida de animales				
Categorías		ECA Agua : Categoría 3		
Parámetros	Unidad	D1: Riego de Cultivos de Tallo Alto y Bajo		D2: Bebida de Animales
		Agua para riego no restringido	Agua para riego restringido	Valor
FÍSICO – QUÍMICOS				
Aceites y Grasas	mg/L		5	10
Bicarbonatos	mg/L		518	**
Cianuro Wad	mg/L		0,1	0,1
Cloruros	mg/L		500	**
Color (b)	color verdadero		100(a)	100(a)

Categorías		ECA Agua : Categoría 3		
Parámetros	Unidad	D1: Riego de Cultivos de Tallo Alto y Bajo	D2: Bebida de Animales	
		Agua para riego no restringido	Agua para riego restringido	Valor
	escala(Pt/Co)			
Conductividad Eléctrica	(uS/cm)	2 500		5 000
Demanda Bioquímica de Oxígeno	mg/L	15		15
Demanda Química de Oxígeno	mg/L	40		40
Detergentes		0,2		0,5
Fenoles	mg/L	0,002		0,01
Floruros		1		**
Nitratos (NO3-N) + Nitritos (NO2-N)	mg/L	100		100
Nitritos (NO2-N)	mg/L	10		10
Oxígeno Disuelto (Valor Mínimo)	mg/L	>=4		>=5
pH	Unidad de pH	6.5 - 8.5		6,5-8,4
Sulfatos	mg/L	1000		1000
Temperatura	mg/L	Δ 3		Δ 3
INORGÁNICOS				
Aluminio	mg/L	5		5
Arsénico	mg/L	0.1		0,2
Bario	mg/L	0.7		**
Berilio	mg/L	0.1		0.1
Boro	mg/L	1		5
Cadmio	mg/L	0.01		0.05
Cobre	mg/L	0.2		0.5
Cobalto	mg/L	0.05		1
Cromo Total	mg/L	0.1		1
Hierro	mg/L	5		**
Litio	mg/L	2.5		2.5
Magnesio	mg/L	**		250
Manganeso	mg/L	0.2		0.2
Mercurio	mg/L	0.001		0.01
Níquel	mg/L	0.2		1
Plomo	mg/L	0.05		0.05
Selenio	mg/L	0.02		0.05
Zinc	mg/L	2		24
PLAGUICIDAS				
Parathion	mg/L	35		35
Organoclorados				
Aldrin	ug/L	0.004		0.7

Categorías		ECA Agua : Categoría 3		
Parámetros	Unidad	D1: Riego de Cultivos de Tallo Alto y Bajo		D2: Bebida de Animales
		Agua para riego no restringido	Agua para riego restringido	Valor
Clordano	Ug/L	0.006		7
DDT	ug/L	0.001		30
Dieldrín	ug/L	0.5		0.5
Endosulfán		0.01		0.01
Endrin	ug/L	0.004		0.2
Heptacloro y Heptacloro epóxido	ug/L	0.01		0.03
Lindano	ug/L	4		4
CARBAMATO				
Aldicarb	ug/L	1		11
POLICLORUROS BIFENILOS TOTALES				
Policloruros Bifenilos Totales (PCB s)	ug/L	0,04		0.045
MICROBIOLOGICOS Y PARASITOLOGICOS				
Coliformes Termotolerantes	NMP/100mL	1000	2000	1000
Escherichiae coli	NMP/100mL	100	**	**
Huevos y larvas de Helmintos	huevos/litro	1	1	**

(a) Para aguas claras. Sin cambio anormal (para aguas que presentan coloración natural)

(b) Después de Filtración Simple.

(c) Para riego de parques públicos, campos deportivos, áreas verdes y plantas ornamentales, solo aplican los parámetros microbiológicos y parasitólogos de tipo de riego no restringido.

(d) Δ 3: significa variación de 3 grados Celsius respecto al promedio mensual multianual del área evaluada.

-**: No presenta valor en ese parámetro para la sub categoría.

- Los valores de los parámetros se encuentran en concentraciones totales salvo que se indique lo contrario.

B. Aprueban los niveles máximos permisibles para descarga de efluentes líquidos de actividades minero – metalúrgicos – D.S. Nº 010-2010-MINAM

Establece los valores límite que deben cumplir los parámetros regulados en los vertimientos de efluentes procedentes de las operaciones minero – metalúrgicas. Los valores están dados como concentración máxima permisible para los metales (plomo, cobre, zinc, hierro, arsénico, mercurio, cromo (6), cadmio), los sólidos suspendidos totales, pH, aceites y grasas y el cianuro total; y como valores máximo y mínimo para el pH. La concentración de metales se refiere a la fracción disuelta.

Tabla 4. Niveles máximos permisibles para unidades minero metalúrgicas

Parámetro	Valor en cualquier momento	Valor promedio anual
pH	6-9	6-9
Sólidos Suspendidos (mg/l)	50	25
Aceites y Grasas (mg/l)	20	16
Cianuro Total (mg/l)	1.0	0.8
Arsénico Total (mg/l)	0.10	0.08
Cadmio Total (mg/l)	0.05	0.04
Cromo Hexavalente (*)	0.10	0.08
Cobre (mg/l)	0.5	0.4
Hierro Disuelto (mg/l)	2.0	1.6
Plomo Total (mg/l)	0.20	0.16
Mercurio Total (mg/l)	0.0020	0.0016
Zinc Total (mg/l)	1.5	1.2

(*) En muestra no filtrada.

CAPÍTULO III METODOLOGÍA

En esta investigación se emplearon diferentes materiales y métodos los cuales se describen a continuación.

3.1. Lugar de ejecución

Las muestras de agua, para la realización del tratamiento mediante el sistema pasivo biorreactor de compost fue tomado en la quebrada Viso, del centro poblado San Miguel de Viso, de acuerdo a la descripción de la tabla 1, y el proceso de tratamiento del DAM se llevó a cabo en el laboratorio experimental de la empresa Ecosolution SAC, ubicado en la Av. General Córdova 121 Of. 301, distrito de Miraflores, Lima, Lima.

3.1.1. Ubicación geográfica del lugar

San Miguel de Viso, según el INEI tiene código de ubigeo n° 150722; con una altitud de 3119 msnm, con una latitud de 11°48'22.7" Sur, longitud de 76°19'29.6" Oeste.

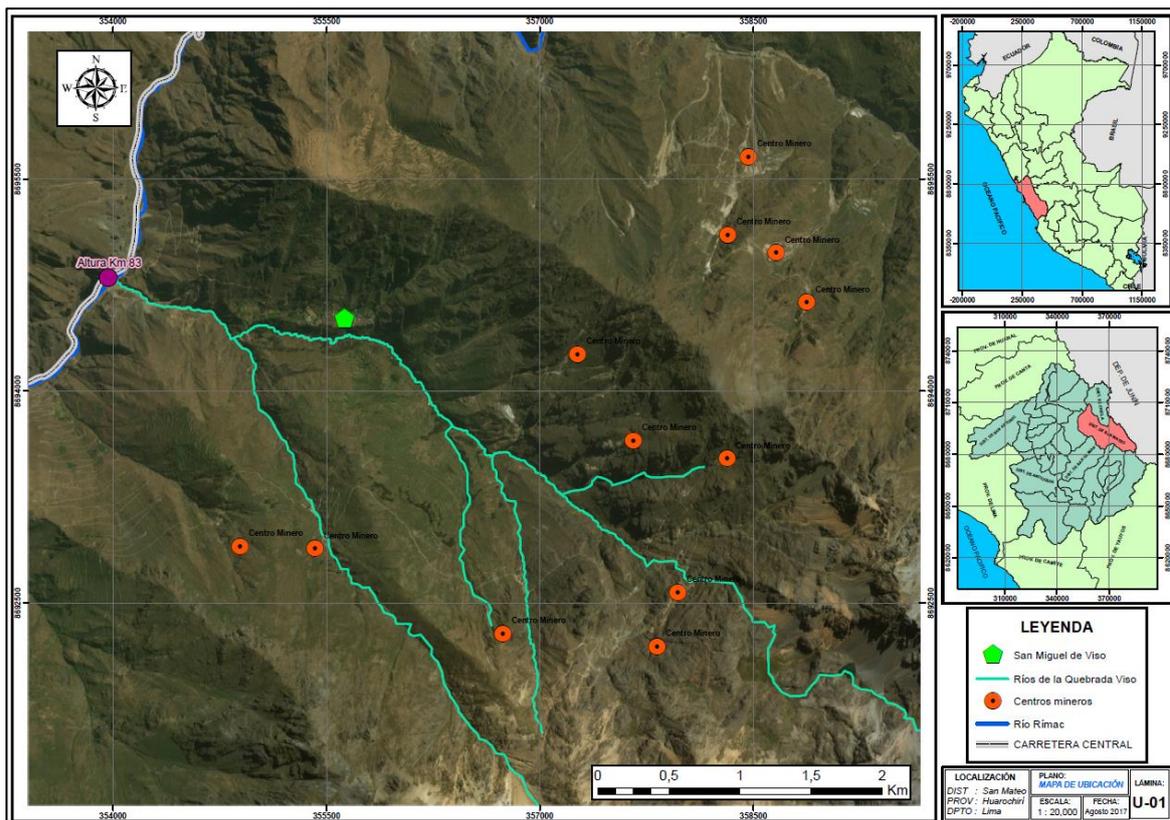


Figura 6. Mapa de Ubicación de San Miguel de Viso. Elaboración propia. (Ver Anexo 1)

3.1.2. Población.

El Centro Poblado San Miguel de Viso (CPSMV) pertenece al distrito de San Mateo, el cual cuenta con una población de 5,280 habitantes (INEI, 2007). Así mismo, de las visitas de campo y conversación con los dirigentes del CPSMV, este centro poblado cuenta con una población aproximada de 150 habitantes, es decir unas 30 familias. Cabe mencionar que el número de habitantes en el centro poblado varía considerablemente de acuerdo con cada época del año, incrementándose en épocas de siembra y cosecha que se da entre los meses de noviembre y marzo respectivamente.

3.1.3. Clima.

El CPSMV se encuentra entre los 3000 y 4000 msnm. Según la clasificación de los 8 regiones naturales la zona corresponde a la zona Quechua y Suni. El área de estudio tiene un clima sumamente variado seco con mucha diferencia de temperatura entre el día y la noche, desde templado a templado frío dependiendo de la época del año. Las lluvias se presentan con mayor intensidad desde el mes octubre al mes de mayo; así también, en esta zona puede producirse algunas heladas entre junio y agosto.

3.1.4. Hidrología

La cuenca del río Rímac, la cual es tributaria de la quebrada Viso, es una de las cuencas hidrográficas más importantes del país. Este desempeña un rol vital como fuente de abastecimiento de agua para el consumo humano, agrícola y energético de la capital.

La cuenca del Alto Rímac o San Mateo, tiene una extensión de 1,395 km² con una longitud de cauce de 59.8 Km. Así mismo, tiene dos sub-cuencas secundarias laterales: el río Blanco a la cual pertenece el área de estudio y la quebrada Parac.

3.2. Materiales y métodos

3.2.1. Caracterización de los cursos de agua de la Quebrada Viso.

- **Metodología**

La determinación de la fuente de agua adecuada para el tratamiento se basó en la caracterización del agua de cuatro (4) puntos distintos (Tabla 7). Para lo cual, las tomas de muestra se basaron en el Protocolo Nacional para el Monitoreo de Calidad de los Recursos Hídricos Superficiales, aprobado mediante la Resolución Jefatural N° 010-2016- ANA; publicado el 11 de enero del 2016; y los análisis de parámetros fisicoquímicos estuvo a cargo del Laboratorio Análisis Analíticos Labeco SRL.

- **Materiales y equipos**

Tabla 5. *Materiales y equipos para monitoreo de calidad de agua*

Generales	Laboratorio	Equipos
Material Cartográfico	Frascos de vidrio ámbar, vidrio transparente	GPS
Tablero, fichas de registro de campo, libreta de campo.	Guantes descartables	Multiparámetro
Buffers de pH y Conductividad	Coolers	Cámara Fotográfica
Papel Secante	Reactivos para preservación de muestras	Linterna de mano
Etiquetas para identificar los frascos, cinta adhesiva, guantes	Agua destilada	Cronómetro

Fuente: Instrumentos Básicos para la Fiscalización Ambiental-2015

- **Parámetros de muestreo para calidad de agua superficial**

Los Estándares Nacionales de Calidad Ambiental (ECA) para Agua fue aprobado mediante D.S. N° 004- 2017- MINAM y publicado en el diario oficial El Peruano el 07 de junio del 2017.

Teniendo en cuenta el uso principal del agua en la población del área de estudio, se consideró los parámetros de la Categoría 3: Riego de Vegetales y Bebida de Animales, enfatizando en los parámetros relacionados con el objetivo de la investigación. A continuación se presentan los parámetros evaluados.

Tabla 6. Parámetros monitoreados

Parámetro	Unidad
Físicos – Químicos	
Potencial de Hidrogeno (pH)	Unidad de pH
Inorgánicos	
Aluminio	mg/l
Arsénico	mg/l
Bario	mg/l
Berilio	mg/l
Boro	mg/l
Cadmio	mg/l
Cobre	mg/l
Cobalto	mg/l
Cromo Total	mg/l
Hierro	mg/l
Litio	mg/l
Magnesio	mg/l

Parámetro	Unidad
Manganeso	mg/l
Mercurio	mg/l
Niquel	mg/l
Plomo	mg/l
Selenio	mg/l
Zinc	mg/l

Fuente: D.S. 004-2017-MINAM

- **Puntos de Monitoreo**

Para la caracterización de los cursos de agua de la quebrada Viso se consideró puntos de desembocadura de aguas de contacto con las minas abandonadas y puntos estratégicos de la quebrada, los cuales se describen a continuación.

Tabla 7. Puntos de muestreo para la caracterización del agua

Punto de Muestreo	Descripción	Código de muestra
CATARATA 1	Arroyo que recibe el (DAM.) de las Minas “Alberto”, “Jorge Chávez” y “Sarita”, arroyo que aguas abajo va a desembocar en la Quebrada Viso. (Margen Izquierda de la quebrada Viso)	DAM-01
BOCATOMA	Arroyo que contiene aguas con DAM. de la Mina “Sarita”.(Margen Derecha de la quebrada Viso)	DAM-02
RIO-ARRIBA	Arroyo aguas arriba, tomado en consideración para tener en cuenta la influencia de las minas “Jorge Chávez” y “Alberto”.	DAM-03
RIO-PUENTE	Quebrada Viso, Sector Maycocha aguas abajo de la desembocadura del arroyo que recibe el DAM de la bocamina “Alberto”, “Jorge Chávez” y “Sarita”.	DAM-04

Fuente: Elaboración Propia

Así mismo, en la siguiente tabla se muestran las coordenadas de los cuatro (4) puntos de monitoreo.

Tabla 8. Coordenada geográficas de los puntos de monitoreo

Coordenadas UTM (WGS84-Zona 18S)		
Punto	Norte	Este
DAM-01	8693738	356387
DAM-02	8693715	356514
DAM-03	8693531	356654
DAM-04	8693923	356261

Fuente: Visita de campo

3.2.2. Diseño e implementación del sistema de tratamiento pasivo de biorreactor de compost.

A. Consideraciones y especificaciones para el diseño

Las consideraciones que se tomaron en cuenta para el diseño del sistema de tratamiento fueron los siguientes:

- a) La altura de la columna y la altura de los estratos fue tomado del diseño descrito por (Ordoñez, 2004).
- b) La capacidad del tanque de abastecimiento y almacenamiento fue calculado teniendo en cuenta el tiempo de retención de cada columna de tratamiento.
- c) El experimento se diseñó para tres tiempos de retención (TR) (24 horas, 36 horas y 48 horas) y con tres repeticiones para cada uno.

B. Almacenamiento y abastecimiento del DAM

Para el almacenamiento y abastecimiento del DAM se usó un tanque Rotoplast de 250 litros de capacidad. Este tanque abasteció las nueve (9) columnas de tratamiento por gravedad mediante tubos de PVC de ½ pulgada que estaban adosadas a la parte baja del tanque.

En los sistemas de compartimiento se usaron tubos de PVC, llaves compuerta de bronce para el cierre y apertura de la salida del agua, roscas y codos; todos de ½ pulgada de diámetro.

Y finalmente, el sistema de medición y control del TR se usó “venoclis”, los cuales fueron regulados de acuerdo con el tiempo de retención establecido para los tres tratamientos (24 horas, 36 horas y 48 horas).

En la siguiente figura se muestra el sistema de almacenamiento y abastecimiento del DAM.

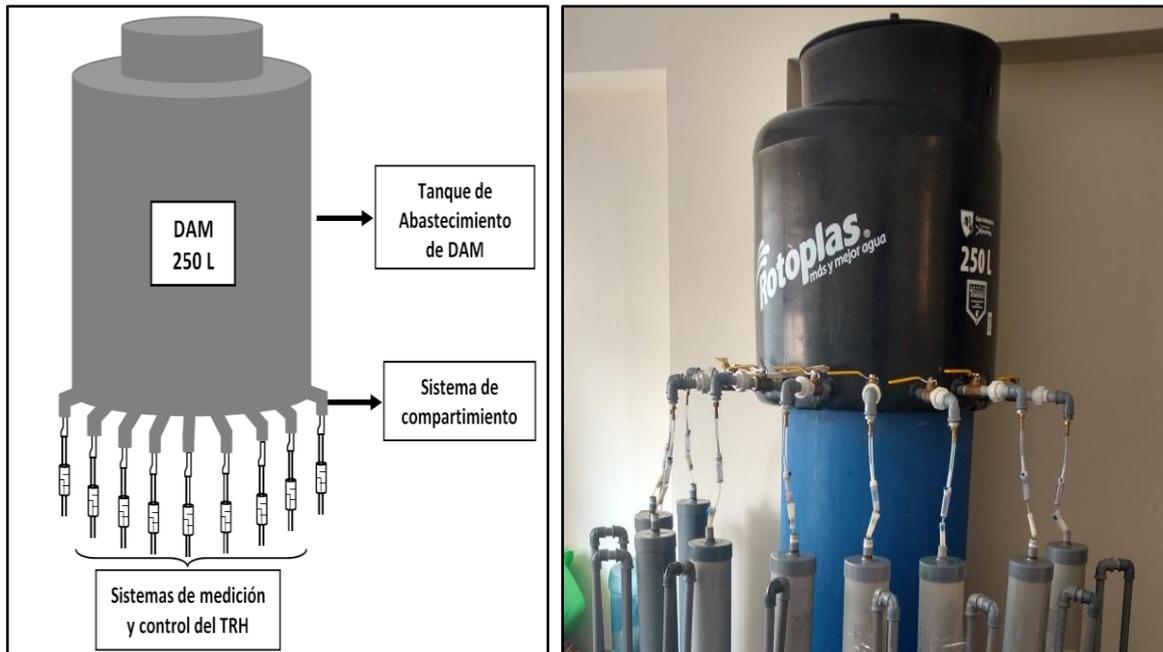


Figura 7. Diseño del sistema de almacenamiento y abastecimiento de DAM

C. Columnas de tratamiento

Para la implementación de las columnas de tratamiento se usó 9 tubos de PVC de 4 pulgadas de diámetro y de 1 metro de altura. Estas columnas fueron alimentadas por el tanque de almacenamiento y abastecimiento del DAM y el TR fue regulado mediante una venocllisis, que a la vez permitió abastecer de agua de acuerdo con el TR establecido a cada columna de tratamiento.

El DAM ingresó por la parte superior de cada columna, primero pasó por el sustrato de compost, donde se consumió el oxígeno disuelto, luego continuó descendiendo por el sustrato de piedra caliza donde se elevó el pH, al terminar el recorrido por la caliza, pasó al segundo sustrato de compost donde tuvo contacto con las BSR y es aquí donde ocurrió la reducción de los sulfatos; el agua ya tratado continuó pasando a la siguiente capa, que es la piedra chancada que actuó como filtro para no dejar que se pierda materia orgánica.

Finalmente el agua tratada salió por la parte inferior de la columna y asciendió por una tubería de PVC de ½ pulgada hasta la altura de ingreso del DAM, de allí el agua descargó mediante otro tubo de ½ pulgada a los recipientes que contienen el agua tratado donde fue medido el pH cada vez que se cumplía el tiempo de retención establecido para cada columna.

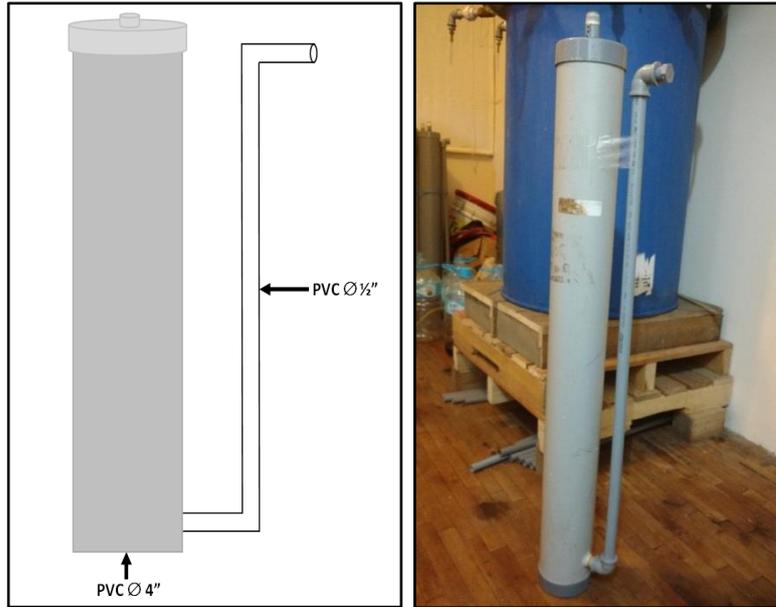


Figura 8. Diseño de las columnas de tratamiento

Como se había mencionado, cada columna de tratamiento estuvo compuesta por cuatro capas de sustratos, por donde recorrió el agua y en donde también ocurrió todo el proceso del tratamiento del DAM. A continuación, en la siguiente figura se muestra el diagrama de la ubicación y separación de capas (Sustratos).

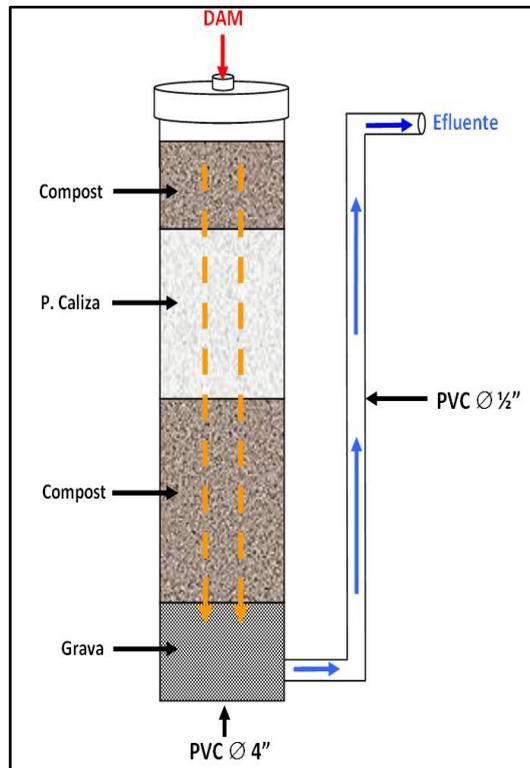


Figura 9. Diseño de las capas (Sustratos)

A. Compost.

La finalidad en este primer sustrato fue reducir y si es posible eliminar el oxígeno disuelto en el agua al momento de su ingreso a las columnas de tratamiento.

B. Caliza.

Se usó la caliza con la finalidad de elevar el pH en el agua lo más próximo posible a un pH neutro.

Cabe señalar que la caliza reacciona íntegramente cuando se encuentra en ambientes anóxicas, dado que el hierro ferroso Fe^{+2} es relativamente soluble en ambientes anóxicas lo que impide que se forme hidróxido férrico $Fe(OH)_3$ que encaqueta las calizas evitando que continúen reaccionando.

Se usó piedras calizas chancadas de un diámetro de 0.5 a 1 cm.

C. Segundo sustrato de Compost.

En este segundo sustrato de compost se desarrollaron las bacterias sulfato reductoras, puesto que las condiciones ya eran las propicias en cuanto a oxígeno disuelto y pH. El metabolismo celular de las bacterias redujo el sulfato (SO_4^{-2}) a sulfuro.

El compost usado en cada columna de tratamiento fue adquirido en la Universidad Nacional Agraria la Molina.

D. Grava.

Se usó piedra chancada de superficie irregular de un diámetro de 1cm – 2cm con el objetivo de usarlo como un filtro a la salida del agua y evitar el escape de la materia orgánica.

Cada sustrato de tratamiento tuvo las siguientes medidas, tal como se señala en la tabla 9.

Tabla 9. Diseño de la composición de capas

Orden de los estratos	Tipos de estratos	Altura (cm)	Volumen (cm³)
1	Compost	10	810.7
2	Piedra Caliza	35	2,837
3	Compost	35	2,837
4	Grava	12	1,216

Fuente: Ordoñez, 2004.

D. Caudal

La velocidad del flujo (Caudal) determina el tiempo de retención, el cual es importante para la actividad microbiana. Por lo que se establecieron tres tiempos de retención de 24 horas, 36 horas y 48 horas.

Para determinar el caudal se utilizó la siguiente fórmula.

$$G = \frac{X \text{ ml}}{3 * T} \dots\dots\dots(10)$$

Donde:

G: Número de gotas

X: Volumen de efluente que debe pasar en el tiempo determinado

T: Tiempo en horas

3.2.3. Muestreo y análisis de parámetros fisicoquímicos – Pre y Post tratamiento.

A. Metodología

Para el pre y post análisis de agua se usó la metodología descrita en el Protocolo Nacional para el Monitoreo de Calidad de los Recursos Hídricos Superficiales, aprobado mediante la Resolución Jefatural N° 010- 2016- ANA; publicado el 11 de enero del 2016. Este análisis de muestras estuvo a cargo del laboratorio Servicios Analíticos Generales SAC (SAG), certificado por el INACAL.

B. Materiales y equipos

Tabla 10. Materiales y equipos para monitoreo de calidad de agua

Generales	Laboratorio	Equipos
Tablero, libreta de campo.	Frascos de Polietileno (500 ml)	Multiparámetro
Buffers de pH y Conductividad	Guantes descartables	Cámara Fotográfica
Papel Secante	Coolers y refrigerantes	Cronómetro
Etiquetas para identificar los frascos, cinta adhesiva, guantes	Reactivos para preservación de muestras Agua destilada	Cronómetro

Fuente: Instrumentos Básicos para la Fiscalización Ambiental-2015

C. Parámetros de análisis

Tanto para el pre y post análisis se consideró parámetros relacionados con el objetivo de la investigación, a continuación, se presentan los parámetros evaluados.

Tabla 11. Parámetros evaluados

Parámetro	Unidad
Físicos – Químicos	
Potencial de Hidrogeno (pH)	Unidad de Ph
Sulfatos	mg/l
Sulfuros	mg/l

Fuente: D.S. 004-2017-MINAM

3.2.4. Muestreo y análisis de parámetros físico-químicos durante el tratamiento

Para el análisis del pH, se usó el pH metro de marca HANNA, calibrado por el laboratorio de la empresa Ecosolution SAC.

El pH se midió cada 24 horas para el primer tratamiento, cada 36 horas para el segundo tratamiento y cada 48 horas para el tercer tratamiento. Estas mediciones se realizaron hasta que los resultados de las mediciones empezaron a registrar dos casos: los resultados del pH mostraron estabilidad en lo que refiere a valores y pasado algunos días, estos empezaron a disminuir, es decir los resultados de la medición del pH empezaron a mostrar datos inferiores al neutro y algunas veces superiores a este.

3.3. Variables de estudio

3.3.1. Variable independiente

Dentro del sistema de tratamiento planteado, los tiempos de retención determinan el éxito del tratamiento. En el presente estudio se estableció los tiempos de retención de 24 horas, 36 horas y 48 horas.

3.3.2. Variable dependiente

Los parámetros sulfatos, sulfuros y pH determinan la eficiencia del sistema pasivo biorreactor de compost en la remoción de sulfatos.

3.4. Estudio y diseño de la investigación

El presente trabajo es de tipo experimental con pre-test y post-test de tres grupos, sin grupo control y con asignación aleatoria de los tratamientos; así mismo, este contrasta las hipótesis causales. Este diseño comprueba en qué medida los tratamientos (TR 1, TR 2 y TR 3) logran el objetivo (tiempo óptimo de tratamiento), para lo cual se ha establecido dos análisis, antes y después de la aplicación del tratamiento de los parámetros de sulfato, sulfuro y pH.

3.5. Formulación de hipótesis

H_0 : No existe diferencia significativa en los diferentes tiempos de retención (TR 1, TR 2 y TR 3).

H_a : Existe diferencia significativa en los diferentes tiempos de retención (TR 1, TR 2 y TR 3).

3.6. Análisis estadístico.

Los datos recolectados y obtenidos fueron introducidos y analizados mediante el software Statistica 15.1. Todas las comparaciones se realizaron adoptando un nivel de significancia del 10% ($\alpha=0.10$).

Para determinar si existen diferencias entre los tratamientos (TR-1, TR-2 y TR-3) respecto a sulfatos, sulfuros y pH, se realizó la prueba de Diseño de Bloques Completamente Aleatorio (DBCA). Cabe mencionar que esta prueba no identifica la dependencia o independencia entre tratamientos, ya que estas se realizaron en condiciones homogéneas.

CAPITULO IV

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. Caracterización de los cursos de agua de la quebrada Viso

La Calidad de agua es una de las condiciones más importantes para el diagnóstico de la situación o estado de las fuentes de agua y cuerpos receptores; su uso puede ser limitado, si los contaminantes se encuentran por encima de los valores considerados en los Estándares Nacionales de Calidad Ambiental para Agua (D.S. N° 004-2017-MINAM) para los diferentes usos, como consecuencia de las actividades desarrolladas (proyectos mineros antiguos) o como resultado de la actividad geoquímica natural.

Para la caracterización de la calidad del agua en los cuatro (4) puntos (Tabla 6), se programaron la toma de muestras de agua en marzo de 2016, el cual estuvo a cargo del laboratorio LABECO S.A.C, el cual se encuentra acreditado por INACAL (Anexo 2).

En la siguiente tabla se muestra los resultados obtenidos en las pruebas de laboratorio.

Tabla 12. Resultados de laboratorio de los puntos de muestreo.

Parámetros	Unidad	DAM 01	DAM 02	DAM 03	DAM 04	ECA ¹		LMP ²
		Catarata 1	Bocatoma	Río-Arriba	Río-Puente	D1	D2	
Fisicoquímico								
pH		3.9	3.6	5.9	4.5	6.5-8.5		
Metales totales								
Aluminio	mg/L	1.027	52.878	6.895	2.569	5	5	
Arsénico	mg/L	0.558	<0.003	1.948	0.318	0.1	0,2	0.10
Bario	mg/L	<0.003	<0.003	<0.003	<0.003	0.7	**	
Berilio	mg/L	<0.0007	<0.0007	<0.0007	<0.0007	0.1	0.1	
Boro	mg/L	0.067	0.023	0.055	0.015	1	5	
Cadmio	mg/L	<0.0002	0.2285	0.0245	0.0206	0.01	0.05	0.05
Cobalto	mg/L	<0.0003	0.4813	0.0014	<0.0003	0.05	1	
Cobre	mg/L	0.0056	5.0537	0.3496	0.2575	0.2	0,5	0.5
Cromo	mg/L	<0.0004	<0.0004	0.0042	<0.0004	0.1	1	
Hierro	mg/L	1.420	0.411	11.345	3.597	5	**	
Litio	mg/L	0.012	0.020	0.006	0.004	2.5	2.5	
Magnesio	mg/L	7.50	59.59	5.61	4.24	**	250	
Manganeso	mg/L	0.115	37.215	1.239	1.073	0.2	0.2	
Níquel	mg/L	<0.001	0.205	<0.001	<0.001	0.2	1	
Plomo	mg/L	<0.006	<0.006	0.331	0.090	0.05	0.05	0.20
Selenio	mg/L	<0.007	0.485	<0.007	<0.007	0.02	0.05	

Parámetros	Unidad	DAM 01	DAM 02	DAM 03	DAM 04	ECA ¹		LMP ²
		Catarata 1	Bocatoma	Río-Arriba	Río-Puente	D1	D2	
Zinc	mg/L	<0.008	1076.491	76.532	69.550	2	24	1.5

¹Estandares de Calidad para Agua (D.S. 004-2017-MINAM)

²Limites máximos permisible para efluentes mineros (D.S. 010-2010-MINAM)

Fuente: Datos Laboratorio LABECO SRL

Según la Tabla 12 Los parámetros físico-químicos en los cuatro puntos muestran un pH ácido que según Sheoran et al., (2010), son características propias de un DAM, lo cual indica que hay oxidación de mineral sulfurado; y por ende es normal que el pH se encuentre en un rango de 3-5.

La interpretación de resultados inorgánicos de los cuatro (4) puntos se muestran a continuación:

❖ **DAM-01:** La muestra se tomó en el arroyo que recibe el drenaje ácido de las minas “Sarita, Alberto”, y “Jorge Chávez” y que aguas abajo desembocan en el río de la Quebrada Viso. Según los resultados de laboratorio los parámetros inorgánicos monitoreados en este punto presentan concentraciones menores a los valores establecidos en el D.S N° 004-2017-MINAM, cumpliendo así la norma mencionada en la mayoría de los parámetros, sin embargo, la concentración del arsénico supera los estándares de calidad de agua. A continuación, se detallan.

- **Arsénico:** El valor de concentración del zinc en este punto fue de 0.558 mg/L, excediendo los valores establecidos en la norma para la categoría 3 (riego de vegetales y bebida de animales), los cuales son, para riego de vegetales de 0.1 mg/L y para la bebida de animales de 0.2 mg/L.

❖ **DAM-02:** La muestra fue tomada del arroyo que colecta el DAM de la bocamina “Sarita” antes de desembocar en la quebrada, en el punto denominado DAM-03. Según los resultados de laboratorio los parámetros inorgánicos monitoreados en este punto presentaron concentraciones menores a los valores establecidos en el D.S N° 004-2017-MINAM, excepto para los parámetros de aluminio, cobre, manganeso, níquel, selenio y zinc, los cuales superan los niveles de concentración de los estándares. A continuación se detallan.

- **Aluminio:** El valor de concentración que presentó el agua en este punto fue de 52.878 mg/L, por ende, este valor excede el valor establecido en el ECA en consideración, la cual es de 5 mg/L.
- **Cobre:** El valor de concentración que presentó el agua en este punto fue de 5.0537 mg/L. Este valor de concentración excede los valores establecidos en el ECA, puesto que para la subcategoría: riego de vegetales es de 0.2 mg/L y para la bebida de animales es de 0.5 mg/L.
- **Manganeso:** El valor de concentración que presentó el agua en este punto fue de 37.215 mg/L, por ende, esta concentración excede el valor establecido en el ECA la cual es 0.2 mg/L.
- **Níquel:** El valor de concentración que presentó el agua en este punto fue de 0.205 mg/L, por ello dicha concentración excede el valor establecido por la normativa en cuestión (riego de vegetales 0.2 mg/L y bebida de animales 1 mg/L).
- **Selenio:** El valor de concentración que presentó este punto en el monitoreo realizado fue de 0.485 mg/L, dicha concentración excede el valor establecido en el ECA para riego de vegetales (0.02 mg/L) así como para bebida de animales (0.05 mg/L).
- **Zinc:** El valor de concentración que presentó el agua en este punto en el monitoreo realizado fue de 1076.491 mg/L, dicha concentración excede el valor establecido en el ECA para riego de vegetales (2 mg/L) así como para bebida de animales (24 mg/L).

Cabe señalar que los niveles de contaminación de este curso de agua son altos, y su tratamiento sería muy complicado, tal vez la manera de enfrentar este problema sea el sellado de la bocamina Sarita. Así mismo, considerando que su caudal es bajo, se puede prescindir de este para fines agrícolas.

❖ **DAM-03:** Esta muestra fue tomada aguas arriba del punto DAM-02, para tener en consideración la influencia de las minas “Jorge Chávez” y “Alberto”. Según los resultados de laboratorio los parámetros inorgánicos monitoreados presentaron concentraciones menores a los valores establecidos en el D.S N° 004-2017-MINAM, cumpliendo así la norma establecida. Sin embargo para los parámetros de aluminio, arsénico, cobre, hierro, manganeso, plomo y zinc; superan los valores establecidos. A continuación se detallan.

- **Aluminio:** El valor de concentración que presentó el agua en este punto en el monitoreo realizado fue de 6.895 mg/L, por lo tanto esta concentración excede el valor establecido en el ECA para riego de vegetales, así como para bebida de animales la cual es de 5 mg/L.
 - **Arsénico:** El valor de concentración que presentó este punto en el monitoreo realizado fue de 1.948 mg/L, dicha concentración excede el valor establecido en el ECA para riego de vegetales (0.1 mg/L), así como para bebida de animales (0.2 mg/L).
 - **Cobre:** El valor de concentración que presentó el agua en este punto en el monitoreo realizado fue de 0.3496 mg/L, por lo tanto esta concentración excede el valor establecido en el ECA para riego de vegetales (0.2 mg/L).
 - **Hierro:** El valor de concentración que presentó el agua en este punto en el monitoreo realizado fue de 11.345 mg/L por lo tanto esta concentración excede el valor establecido en el ECA para riego de vegetales la cual es 5 mg/L.
 - **Manganeso:** El valor de concentración que presentó este punto en el monitoreo realizado fue de 1.239 mg/L, por lo tanto esta concentración excede el valor establecido en el ECA para riego de vegetales, así como para bebida de animales la cual es 0.2 mg/L.
 - **Plomo:** El valor de concentración que presentó este punto en el monitoreo realizado fue de 0.331 mg/L, dichas concentraciones exceden el valor establecido en el ECA para riego de vegetales, así como para bebida de animales la cual es 0.05 mg/L.
 - **Zinc:** El valor de concentración que presentó el agua en este punto en el monitoreo realizado fue de 76.532 mg/L, dicha concentración excede el valor establecido en el ECA para riego de vegetales (2 mg/L) así como para bebida de animales (24 mg/L).
- ❖ **DAM-04:** La muestra fue tomada en la Quebrada Viso, Sector Maycocha aguas abajo de la desembocadura de la bocamina “Alberto”, “Jorge Chávez” y “Sarita”. Esta agua se colecta para regar las tierras de cultivo del poblado de Viso, del Sector Chaucalla. Según los resultados de laboratorio los parámetros inorgánicos monitoreados presentaron concentraciones menores a los valores establecidos en el D.S N° 004-2017-MINAM, excepto para los parámetros de aluminio, arsénico, cobre, manganeso y plomo,

superan los estándares de calidad de agua; a continuación, se detallan.

- **Arsénico:** El valor de concentración que presentó este punto en el monitoreo realizado fue de 0.318 mg/L, esta concentración excede el valor establecido en el ECA para riego de vegetales (0.1 mg/L) así como para bebida de animales (0.2 mg/L).
- **Cobre:** El valor de concentración que presentó este punto en el monitoreo realizado fue de 0.2575 mg/L, dicha concentración excede el valor establecido en el ECA para riego de vegetales (0.2 mg/L).
- **Manganeso:** El valor de concentración que presentó este punto en el monitoreo realizado fue de 1.073 mg/L, esta concentración excede el valor establecido en el ECA para riego de vegetales, así como para bebida de animales la cual es 0.2 mg/L.
- **Plomo:** El valor de concentración que presentó el agua en este punto en el monitoreo realizado fue de 0.090 mg/L, esta concentración excede el valor establecido en el ECA para riego de vegetales así como para bebida de animales la cual es 0.05 mg/L.
- **Zinc:** El valor de concentración que presentó el agua en este punto en el monitoreo realizado fue de 69.550 mg/L, dicha concentración excede el valor establecido en el ECA para riego de vegetales (2 mg/L) así como para bebida de animales (24 mg/L).

De la caracterización de los puntos de muestreo, el punto DAM-4, tomado en el puente, resulta ser la fuente de agua apropiada para el tratamiento, debido a que la concentración de los parámetros que exceden el ECA, como: arsénico, cobre, manganeso y plomo son menores a comparación de los otros puntos de muestreo. Además, el caudal del agua en el punto DAM-4, es mayor a comparación de los otros puntos y a la vez el nivel de pH no es demasiado ácido a comparación de los puntos del DAM-1 y DAM-2.

4.2. Análisis estadístico de los parámetros físico-químicos de pre y post tratamiento

4.2.1. Resultados de pre y post prueba

Los resultados del pre y post tratamiento muestran que existe una reducción en la concentración de sulfatos en los diferentes tratamientos, así como el aumento de concentración de sulfuros, lo cual indica que hubo una oxidación del sulfato. Así mismo, en todos los tratamientos el pH se elevó de 3.64 hasta 8.5. (Anexo 3 y 4).

Tabla 13. Resultados de laboratorio pre y post prueba

		Sulfatos (mg/L)	Sulfuros (mg/L)	pH
Pre-análisis		1453	<0.002	3.64
Post- Análisis	T1-R1	247.5	4.7	8.22
	T1-R2	236.1	4.4	8.45
	T1-R3	243.6	4.7	8.5
	T2-R1	340.8	3.3	7.52
	T2-R2	352.4	3	7.31
	T2-R3	320.4	3.4	8.05
	T3-R1	420.1	2.7	7.43
	T3-R2	470.2	2.5	7.65
	T3-R3	512.6	2.1	7.26
ECA ¹		1000	10	6.5 – 8.5

¹Estandares de Calidad para Agua (D.S. 004-2017-MINAM)

Fuente: Servicios Analíticos Generales S.A.C.

Cabe mencionar que los parámetros de la post prueba se encuentran dentro de los estándares establecidos en el D.S. 004-2017-MINAM.

Respecto a la remoción de sulfatos, en la tabla 14 se muestran que para el TR 1 la remoción de sulfatos fue de 83%, para el TR 2 fue de 76.7%, y finalmente para el TR 3 fue de 67.8%.

Tabla 14. Porcentaje de remoción de sulfatos

Pre prueba	Post prueba	% de Remoción	% Promedio por tratamiento
	247.5	83.0	
	236.1	83.8	83.3
1453 (mg/L)	243.6	83.2	
	340.8	76.5	76.7
	352.4	75.7	

<i>Pre prueba</i>	<i>Post prueba</i>	<i>% de Remoción</i>	<i>% Promedio por tratamiento</i>
	320.4	77.9	
	420.1	71.1	
	470.2	67.6	67.8
	512.6	64.7	

4.2.2. Resultados pH

A. Supuestos del diseño en bloques completamente aleatorio

- *Test de normalidad*

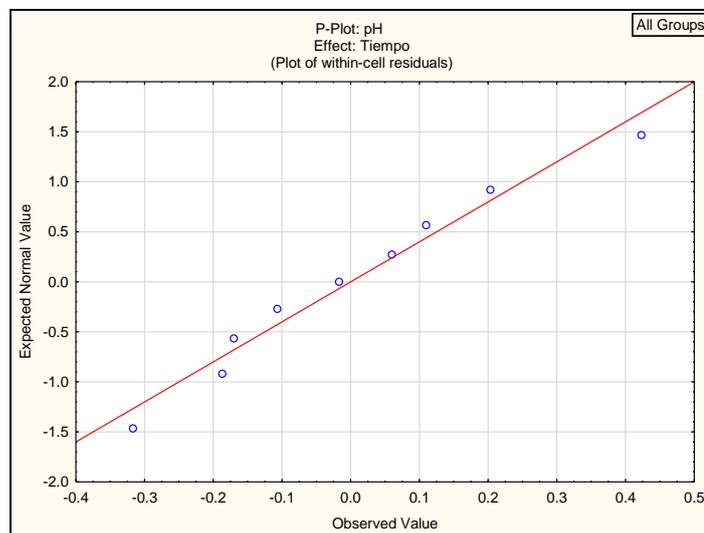


Figura 10. Prueba de normalidad - pH

Se observa que, tanto el test Kolmogorov–Smirnov con la corrección de Lilliefors como el de Shapiro-Wilk, muestran probabilidades mayores que 0.10 por tanto, se acepta la hipótesis nula de bondad de ajuste. Así mismo se observa que los residuos se ajustan a una distribución Normal.

- **Test de homogeneidad de varianzas**

Tabla 15. Test de homogeneidad de varianza - pH
Levene's Test for Homogeneity of Variances (pH)
Effect: Tiempo
Degrees of freedom for all F's: 2, 6

	MS Effect	MS Error	F	p
Ph	0.025264	0.013221	1.910916	0.227969

Como la probabilidad es mayor que 0.10 aceptamos la hipótesis nula de homogeneidad de varianzas ($p=0,227969$). Por lo tanto, se cumple este requisito necesario para dar validez a los resultados que se obtienen con el ANOVA.

- **Test de independencia**

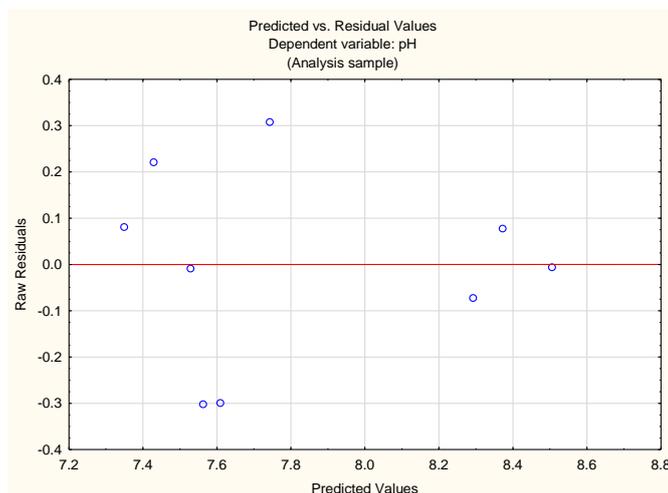


Figura 11. Prueba de independencia - pH

Asimismo, en la figura precedente se puede observar que no hay ninguna independencia de los datos debido a que no siguen ninguna tendencia.

B. ANOVA

Tabla 16. ANOVA - pH

Effect	Univariate Results for Each DV (pH) Sigma-restricted parameterization Effective hypothesis decomposition				
	Degr. of Freedom	pH SS	pH MS	pH F	pH p
Intercept	1	550.5280	550.5280	6434.325	0.000000
Tiempo	2	1.5050	0.7525	8.795	0.034328
Repeticiones	2	0.0697	0.0348	0.407	0.690270
Error	4	0.3422	0.0856		
Total	8	1.9169			

El análisis de varianza se puede realizar con una variable dependiente (ANOVA univariante), tal es el caso de esta investigación respecto al pH. Es interesante resaltar que, a pesar de considerar el efecto Repetición, se observa que no existen diferencias significativas entre las Repeticiones ($p = 0,690270$). Sin embargo, existen diferencias significativas entre Tiempos ($p = 0,034328$), por lo que esto permitirá hacer comparaciones múltiples entre los tres tiempo de retención (24 horas, 36 horas y 48 horas).

C. Análisis de medias

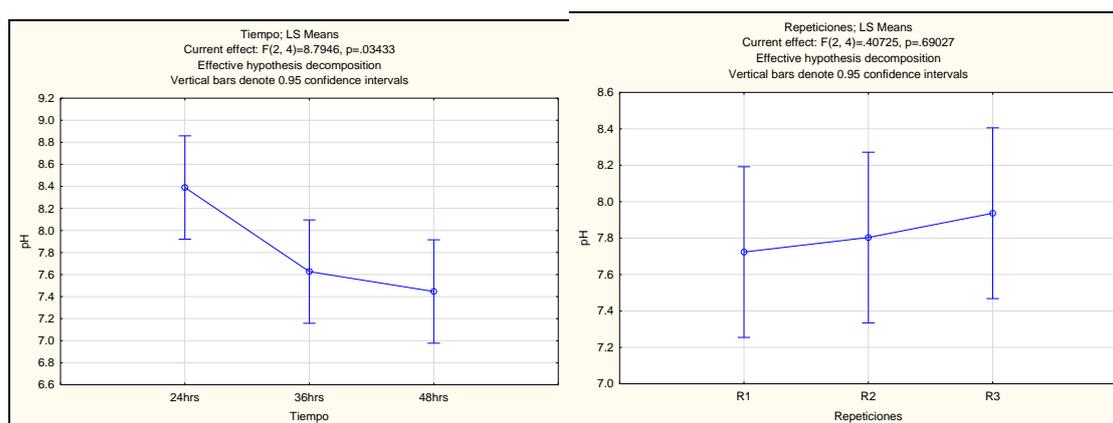


Figura 12. Análisis de medias - pH

Tabla 17. Análisis de medias – Repeticiones - pH

Repeticiones; Weighted Means (pH)				
Current effect: $F(2, 4)=.40725, p=.69027$				
Effective hypothesis decomposition				
Repetición	pH	pH	Ph	pH
	Mean	Std.Err.	-90.00%	90.00%
R1	7.723	0.250	6.994	8.452
R2	7.803	0.338	6.817	8.790
R3	7.937	0.362	6.878	8.995

Según la tabla 17, del análisis de medias, en este caso de las repeticiones 1, 2 y 3 se puede observar que parecen tener el mismo promedio, lo cual indica que las variaciones del pH en todas las repeticiones no tienen diferencias significativas y no influyen en el valor del pH. Este hecho puede atribuirse a que las repeticiones de los tres tratamientos se trabajaron bajo las mismas condiciones.

Tabla 18. Análisis de medias – Tiempo vs. pH

Tiempo; LS Means (pH)				
Current effect: $F(2, 4)=8.7946, p=.03433$				
Effective hypothesis decomposition				
Tiempo	pH Mean	pH Std.Err.	pH -90.00%	pH 90.00%
24hrs	8.390	0.169	8.030	8.750
36hrs	7.627	0.169	7.267	7.987
48hrs	7.447	0.169	7.087	7.807

En la tabla 18, a diferencia de las medias analizadas de las repeticiones, se observan que las diferencias de las medias de los tiempos son significativas, por lo que se puede afirmar que los tiempos de retención (T1, T2 y T3) influyeron en el resultado final del pH, siendo los dos mejores tiempos para el aumento del pH, el T1 (24 horas) y T2 (36 horas).

Sanchez-Andrea et al., (2014) mencionan que los procesos anaeróbicos basados en el uso de bacterias reductoras de sulfato (SRB) son capaces de utilizar sulfato como aceptor de electrones y formar sulfuro de hidrógeno lo que conduce a un aumento del pH y a la precipitación de sulfuros metálicos. Además, las bacterias sulfatos reductoras también producen bicarbonato como un subproducto de la reducción de sulfato, que también contribuye en el aumento del pH.

D. Comparaciones múltiples con intervalos de confianza (Tiempo vs. pH)

Tabla 19. Comparación múltiple con intervalos de confianza (Tiempo vs. pH)

Bonferroni test; variable pH (pH)					
Simultaneous confidence intervals					
Error: Between MSE = .08556, df = 4.0000					
versus Cell N	Mean Differ.	Standarde error	p	-90.00% LSD CL	90.00% LSD CL
2	0.763333	0.238832	0.099069	0.002339	1.524328
3	0.943333	0.238832	0.050463	0.182339	1.704328
3	0.18	0.238832	1	-0.580994	0.940994

Tabla 20. Post Hoc - pH

Bonferroni test; variable pH				
Probabilities for Post Hoc Tests				
Error: Between MSE = .08556, df = 4.0000				
Tiempo	1	2	3	
	8.39	7.6267	7.4467	
1	24hrs	0.099069	0.050463	
2	36hrs	0.099069	1	
3	48hrs	0.050463	1	

Buscando un umbral, a partir del cual establecer si hay diferencia significativa o no entre todas las posibles comparaciones múltiples, se utilizó el test de Bonferroni. Éste, utiliza las pruebas de “t” para realizar comparaciones por pares entre las medias de los grupos. Así, se corrige el nivel de significancia observado, puesto que, se están realizando múltiples comparaciones.

Como el factor “tiempo” tiene más de 2 niveles (hay tres tiempos de retención), es posible hacer pruebas post hoc para ver las diferencias específicas que existen entre cada par de tiempos. En este caso, se observa que el “mejor tiempo” para realizar el experimento, respecto al pH, es el TR 1 (24 horas) (8.39), seguidamente del TR 2 (36 horas) (7.6267), y finalmente, el TR 3 (48 horas) (7.4467).

E. Evaluación de R²

Tabla 21. R² - pH

Dependent Variable	Test of SS Whole Model vs. SS Residual (pH)										
	Multiple R	Multiple R ²	Adjusted R ²	SS Model	df Model	MS Model	SS Residual	df Residual	MS Residual	F	p
pH	0.906343	0.821458	0.642917	1.574644	4	0.393661	0.342244	4	0.085561	4.600935	0.084249

Entretanto, se obtiene un coeficiente de determinación, R² =0,821458, el cual indica la proporción de la variabilidad total presente en los datos que es explicada por el modelo de análisis de la varianza. También se puede interpretar como el porcentaje (82,1458%) de la variabilidad total de la variable respuesta (pH). Éste, evaluará el comportamiento del modelo en función a los datos, y no viceversa.

F. Parámetros estimados

Tabla 22. Parámetros estimados - pH

Effect	Parameter Estimates (pH) Sigma-restricted parameterization											
	Level of Effect	Column	pH Param.	pH Std.Err	pH t	pH p	-90.00% Cnf.Lmt	+90.00% Cnf.Lmt	pH Beta (β)	pH St.Err.β	-90.00% Cnf.Lmt	+90.00% Cnf.Lmt
Intercept		1	7.821111	0.097503	80.21425	0.000000	7.613250	8.028972				
Tiempo	24hrs	2	0.568889	0.137890	4.12568	0.014545	0.274929	0.862849	1.006479	0.243955	0.486405	1.526553
Tiempo	36hrs	3	-0.194444	0.137890	-1.41014	0.231310	-0.488404	0.099515	-0.344011	0.243955	-0.864085	0.176063
Repeticiones	R1	4	-0.097778	0.137890	-0.70910	0.517405	-0.391738	0.196182	-0.172989	0.243955	-0.693062	0.347085
Repeticiones	R2	5	-0.017778	0.137890	-0.12893	0.903638	-0.311738	0.276182	-0.031452	0.243955	-0.551526	0.488621

Finalmente, los parámetros estimados, que forman parte de la ecuación predictiva respecto al pH, se detallan a continuación:

$$pH = 7.821 + 0.569 * T2(24 \text{ hrs}) - 0.194 * T1(36 \text{ hrs}) - 0.099 * R2 - 0.018 * R2$$

Estos nuevos valores, serán aquellos que estarán libres de variabilidad.

Tabla 23. Valores libres de variabilidad - pH
Coded design matrix (pH)Sigma-
restricted parameterization
(Analysis sample)

pH	pH Predicted
8.22	8.29
8.45	8.37
8.5	8.51
7.52	7.53
7.31	7.61
8.05	7.74
7.43	7.35
7.65	7.43
7.26	7.56

4.2.3. Resultados Sulfatos

A. Supuestos del diseño en bloques completamente aleatorio

- *Test de normalidad*

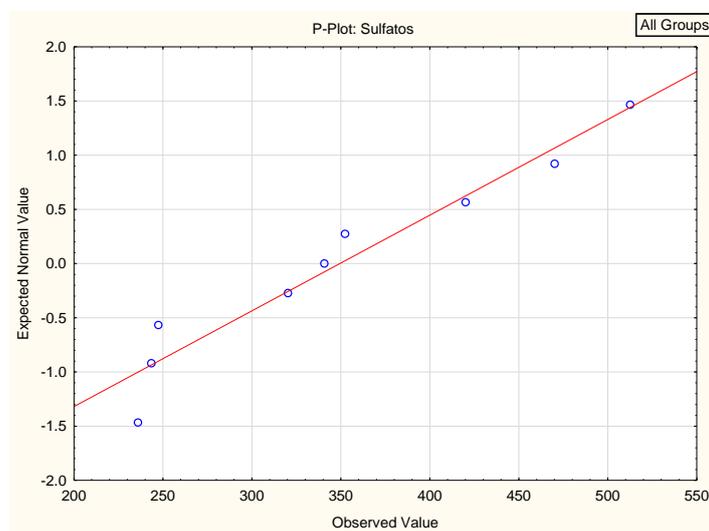


Figura 13. Test de normalidad - Sulfatos

Se observa que, tanto el test Kolmogorov–Smirnov con la corrección de Lilliefors como el de Shapiro-Wilk, muestran probabilidades mayores que 0.10 por tanto, se acepta la hipótesis nula de bondad de ajuste y los residuos se ajustan a una distribución Normal.

- **Test de homogeneidad de varianzas**

Tabla 24. Test de homogeneidad de varianzas -Sulfatos
Levene's Test for Homogeneity of Variances
(Sulfatos)
Effect: Tiempo
Degrees of freedom for all F's: 2,6

	MS	MS	F	p
	Effect	Error		
Sulfatos	606.4193	234.6328	2.584546	0.155024

Como la probabilidad es mayor que 0.10 aceptamos la hipótesis nula de homogeneidad de varianzas ($p = 0.155024$). Por lo tanto, se cumple este requisito necesario para dar validez a los resultados que se obtienen con el ANOVA.

- **Test de independencia**

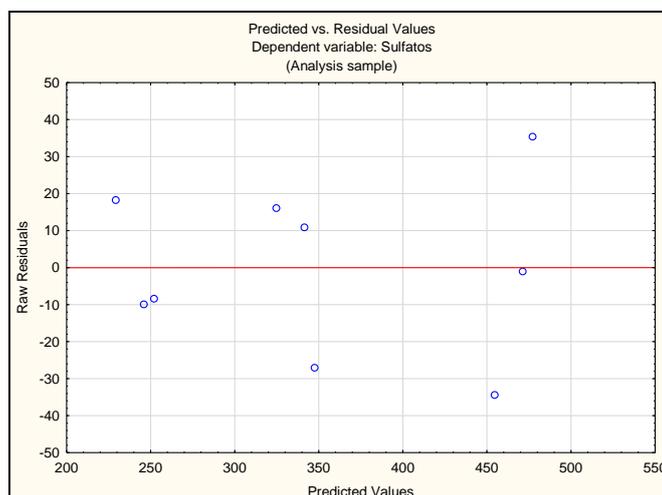


Figura 14. Test de normalidad - Sulfatos

Asimismo, en la figura precedente se observa que la independencia de datos no sigue ninguna tendencia.

B. ANOVA

Tabla 25. Tabla ANOVA
Univariate Results for Each DV (Sulfatos)
Sigma-restricted parameterization
Effective hypothesis decomposition

Effect	Degr. of Freedom	Sulfatos SS	Sulfatos MS	Sulfatos F	Sulfatos p
Intercept	1	1098094	1098094	1085.469	0.000005
Tiempo	2	76683	38342	37.901	0.002512
Repeticiones	2	834	417	0.412	0.687568
Error	4	4047	1012		

Total	8	81563
-------	---	-------

El análisis de varianza se puede realizar con una variable dependiente (ANOVA univariante), tal es el caso de la presente investigación respecto al sulfato. Es interesante resaltar que, a pesar de considerar el efecto Repetición, se observa que no existen diferencias significativas entre las Repeticiones ($p = 0.687568$). Sin embargo, existen diferencias significativas entre Tiempos ($p = 0.002512$), el cual permitirá hacer comparaciones múltiples entre estos (24 horas, 36 horas y 48 horas).

C. Análisis de medias

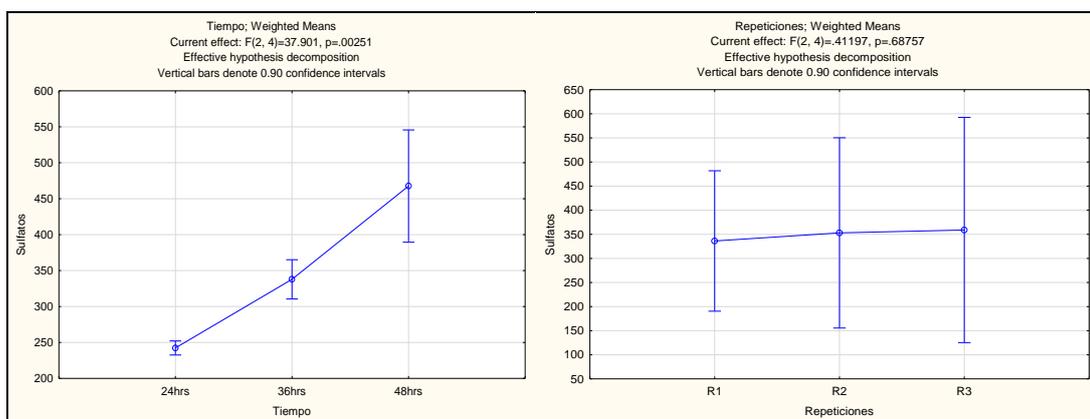


Figura 15. Análisis de medias - Sulfatos

Tabla 26. Análisis de medias – Repeticiones - Sulfatos
Repeticiones; Weighted Means (Sulfatos)
Current effect: $F(2, 4)=.41197, p=.68757$
Effective hypothesis decomposition

Repeticiones	Sulfatos Mean	Sulfatos Std.Err.	Sulfatos -90.00%	Sulfatos 90.00%
R1	336.133	49.880	190.485	481.782
R2	352.900	67.579	155.569	550.231
R3	358.867	80.000	125.268	592.466

Según la tabla 26, las repeticiones 1, 2 y 3 parecen tener el mismo promedio, indicando igualdad entre estas, por lo que se puede afirmar que las repeticiones (T1, T2 y T3) no influyeron en la remoción del sulfato. Esto podría atribuirse a que las repeticiones se trabajaron bajo las mismas condiciones.

Tabla 27. Análisis de medias – Sulfatos
Tiempo; Weighted Means (Sulfatos)
Current effect: $F(2, 4)=37.901, p=.00251$
Effective hypothesis decomposition

Tiempo	Sulfatos Mean	Sulfatos Std.Err.	Sulfatos -90.00%	Sulfatos 90.00%
24hrs	242.400	3.345	232.632	252.168
36hrs	337.867	9.353	310.555	365.178

48hrs	467.633	26.733	389.573	545.694
-------	---------	--------	---------	---------

En la tabla 27, se observa diferencias en los tiempos de retención promedios entre los tres analizados (TR 1, TR 2 y TR 3). Siendo los dos mejores tiempos para la reducción del sulfato el TR 1 (24 horas) y seguidamente del TR 2 (36 horas).

Según (Andrade, 2010), la reducción de sulfatos es un mecanismo importante para la eliminación de metales tóxicos, ya que muchos de ellos están presentes en forma insoluble; por lo tanto, la eficiencia de las bacterias sulfato reductoras (BSR) permite que los sulfatos se reduzcan a sulfuro. Por otra parte, la eficiencia de estas está relacionada directamente con la velocidad de flujo, ya que periodos cortos puede no dar tiempo suficiente a las bacterias para neutralizar la acidez y por otra parte la biomasa puede ser lavada; en cambio, periodos largos puede agotar el sustrato o el crecimiento bacteriano.

Sin embargo, en este caso no ocurrió lo esperado porque el tiempo de retención menor resultó ser el más efectivo para la reducción del sulfato y a medida que el tiempo de retención ha aumentado, la reducción del sulfato ha disminuido. Por lo que la consideración de tiempos menores en las mismas condiciones del tratamiento puede ser una opción interesante.

D. Comparaciones múltiples con intervalos de confianza (Tiempo vs. sulfatos)

Tabla 28. Comparación múltiple con intervalos de confianza (Tiempo vs. sulfatos)

Cell No.	<i>Bonferroni test; variable Sulfatos (Sulfatos)</i>					
	<i>Simultaneous confidence intervals</i>					
	<i>Error: Between MSE = 1011.6, df = 4.0000</i>					
	<i>versus Cell No.</i>	<i>Mean Differ.</i>	<i>Standard Error</i>	<i>P</i>	<i>-90.00% LSD CL</i>	<i>+90.00% LSD CL</i>
1	2	-95.467	25.96962	0.063831	-178.214	-12.719
	3	225.233	25.96962	0.002918	-307.981	-142.486
2	3	129.767	25.96962	0.022521	-212.514	-47.019

Tabla 29. Post Hoc - Sulfatos

Cell No.	<i>Bonferroni test; variable Sulfatos (Sulfatos)</i>			
	<i>Probabilities for Post Hoc Tests</i>			
	<i>Error: Between MSE = 1011.6, df = 4.0000</i>			
	Tiempo	1	2	3
1	24hrs	242.40	337.87	467.63
	36hrs		0.063831	0.002918
2	36hrs	0.063831		0.022521
	48hrs	0.002918	0.022521	

Buscando un umbral, a partir del cual establecer si hay diferencia significativa o no entre todas las posibles comparaciones múltiples, se utilizó el test de Bonferroni. Éste, utiliza las pruebas de t para realizar comparaciones por pares entre las medias de los grupos. Así, se corrige el nivel de significancia observado, puesto que, se están realizando múltiples comparaciones.

Como el factor “tiempo” tiene más de 2 niveles (hay tres tiempos), es posible hacer pruebas post hoc para ver las diferencias específicas que existen entre cada par de tiempos. En este caso, se observa que el “mejor tiempo” para realizar el experimento, respecto al sulfato, es el T1 (242.40), seguidamente del T2 (337.87) y finalmente del T3 (467.63).

E. Evaluación de R²

Tabla 30. R² - Sulfatos

Dependent Variable	Test of SS Whole Model vs. SS Residual (Sulfatos)										
	Multiple R	Multiple R ²	Adjusted R ²	SS Model	df Model	MS Model	SS Residual	df Residual	MS Residual	F	p
Sulfatos	0.974878	0.950388	0.900776	77516.85	4	19379.21	4046.527	4	1011.632	19.15639	0.007140

Entretanto, se obtiene un coeficiente de determinación, R² = 0,950388, el cual indica la proporción de la variabilidad total presente en los datos que es explicada por el modelo de análisis de la varianza. También se puede interpretar como el porcentaje (95,0388%) de la variabilidad total de la variable respuesta (sulfato). Éste, evaluará el comportamiento del modelo en función a los datos, y no viceversa.

F. Parámetros estimados

Tabla 31. Parámetros estimados - Sulfatos

Effect	Parameter Estimates (Sulfatos) Sigma-restricted parameterization											
	Level of Effect	Column	Sulfatos Param.	Sulfatos Std.Err	Sulfatos t	Sulfatos p	-90.00% Cnf.Lmt	+90.00% Cnf.Lmt	Sulfatos Beta (β)	Sulfatos St.Err.β	-90.00% Cnf.Lmt	+90.00% Cnf.Lmt
Intercept		1	349.300	10.60205	32.94645	0.000005	326.698	371.9020				
Tiempo	24hrs	2	-106.900	14.99357	-7.12972	0.002046	-138.864	-74.9360	-0.916866	0.128598	-1.19102	-0.642715
Tiempo	36hrs	3	-11.433	14.99357	-0.76255	0.488221	-43.397	20.5307	-0.098062	0.128598	-0.37221	0.176088
Repeticiones	R1	4	-13.167	14.99357	-0.87815	0.429444	-45.131	18.7973	-0.112929	0.128598	-0.38708	0.161222
Repeticiones	R2	5	3.600	14.99357	0.24010	0.822053	-28.364	35.5640	0.030877	0.128598	-0.24327	0.305027

Finalmente, los parámetros estimados, que forman parte de la ecuación predictiva respecto al sulfato, se detallan a continuación:

$$\text{Sulfatos} = 349.3 - 106.9 * T1 (24 \text{ hrs}) - 11.433 * T2(36 \text{ hrs} - 13.167 * R1 + 3.6 * R2)$$

Tabla 32. Valores libres de variabilidad – Sulfatos
Coded design matrix
(Sulfatos)Sigma-restricted
parameterization (Analysis sample)

Sulfatos	Sulfatos Predicted
247.5	229.233
236.1	246
243.6	251.967
340.8	324.7
352.4	341.467
320.4	347.433
420.1	454.467
470.2	471.233
512.6	477.2

Estos nuevos valores, serán aquellos que estarán libres de variabilidad.

4.2.4. Resultados Sulfuros

A. Supuestos del diseño en bloques completamente aleatorio

- Test de normalidad

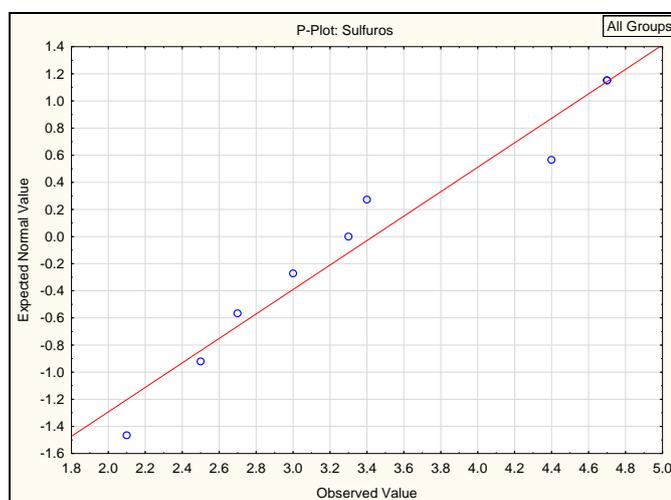


Figura 16. Test de normalidad - Sulfuros

Se observa que, tanto el test Kolmogorov–Smirnov con la corrección de Lilliefors como el de Shapiro-Wilk, muestran probabilidades mayores que 0,10, por tanto, se acepta la hipótesis nula de bondad de ajuste y los residuos se ajustan a una distribución Normal.

- **Test de homogeneidad de varianzas**

Tabla 33. Test de homogeneidad de varianza - Sulfuros
Levene's Test for Homogeneity of Variances (Sulfuros)
Effect: Tiempo
Degrees of freedom for all F's: 2, 6

	MS Effect	MS Error	F	p
Sulfuros	0.006420	0.009877	0.650000	0.555246

Como la probabilidad es mayor que 0,10, aceptamos la hipótesis nula de homogeneidad de varianzas ($p = 0,555246$). Por lo tanto, se cumple este requisito necesario para dar validez a los resultados que se obtienen con el ANOVA.

- **Test de independencia**

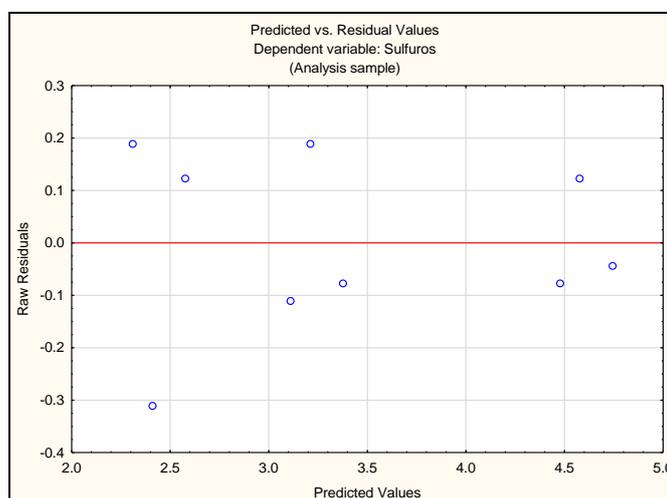


Figura 17. Test de normalidad - Sulfuros

Asimismo, la independencia se contempla a través de la figura, pues no existe ninguna tendencia.

B. ANOVA

Tabla 34. Tabla ANOVA - Sulfuros
Univariate Results for Each DV (Sulfuros)
Sigma-restricted parameterization
Effective hypothesis decomposition

Effect	Degr. of Freedom	Sulfuros SS	Sulfuros MS	Sulfuros F	Sulfuros p
Intercept	1	105.4044	105.4044	1878.495	0.000002
Tiempo	2	7.2022	3.6011	64.178	0.000913
Repeticiones	2	0.1089	0.0544	0.970	0.453378
Error	4	0.2244	0.0561		
Total	8	7.5356			

El análisis de varianza se puede realizar con una variable dependiente (ANOVA univariante), tal es el caso de la investigación respecto al sulfato. Es interesante resaltar que, a pesar de considerar el efecto Repetición, se observa que no existen diferencias significativas entre las Repeticiones ($p = 0,453378$). Sin embargo, existen diferencias significativas entre Tiempos ($p = 0,000913$), el cual permitirá hacer comparaciones múltiples entre estos (24 hrs, 36 hrs y 48 hrs).

C. Análisis de medias

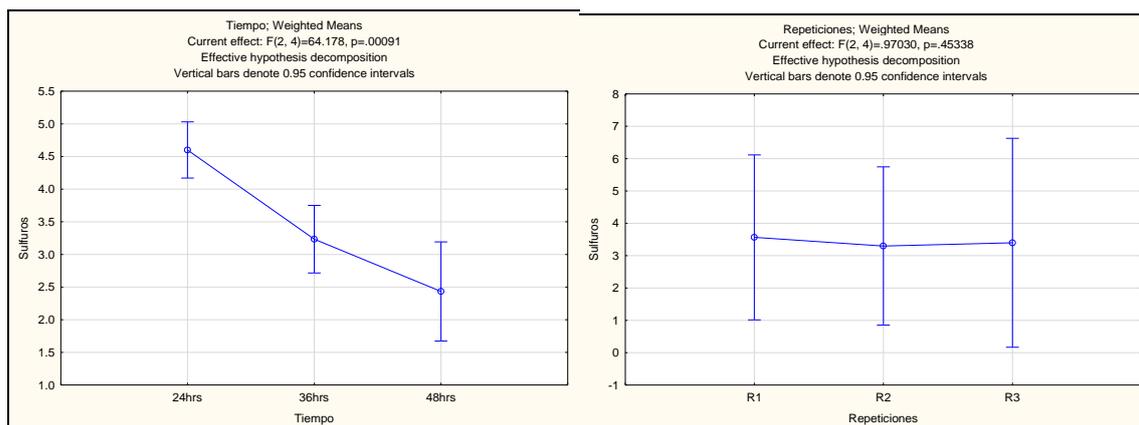


Figura 18. Análisis de medias - Sulfuros

Tabla 35. Análisis de medias – Repeticiones - Sulfuros

Repeticiones; Weighted Means (Sulfuros)
Current effect: $F(2, 4)=.97030, p=.45338$
Effective hypothesis decomposition

Repeticiones	Sulfuros Mean	Sulfuros Std.Err.	Sulfuros -90.00%	Sulfuros 90.00%
R1	3.567	0.593	1.836	5.297
R2	3.3	0.569	1.640	4.960
R3	3.4	0.751	1.208	5.592

Según la tabla 35, las repeticiones 1, 2 y 3 parecen tener el mismo promedio, indicando igualdad entre estas. Cabe mencionar que las repeticiones se trabajaron bajo las mismas condiciones.

Tabla 36. Análisis de medias – Sulfuros

Tiempo; Weighted Means (Sulfuros)
Current effect: $F(2, 4)=64.178, p=.00091$
Effective hypothesis decomposition

Tiempo	Sulfuros Mean	Sulfuros Std.Err.	Sulfuros -90.00%	Sulfuros 90.00%
24hrs	4.6	0.1	4.308	4.892
36hrs	3.233	0.120	2.882	3.584
48hrs	2.433	0.176	1.918	2.948

En la tabla 36 se observan diferencias en los tiempos promedios entre los tres analizados (TR 1, TR 2 y TR 3). Siendo los dos mejores tiempos para la oxidación del

sulfuro el TR 1 (24 hrs) y TR 2 (36 hrs).

A mayor reducción de sulfatos se incrementa la concentración de sulfuros. Cabe mencionar que la reducción de sulfatos a sulfuros como se ha mencionado anteriormente está ligada a la velocidad de flujo; sin embargo, según los datos estadísticos existe diferencias pequeñas de concentración de sulfuro entre cada tiempo (TR 1, TR 2 y TR 3), a diferencia de los datos de sulfato que dio resultado como el mejor tiempo para la reducción de sulfato el TR 3 (48 horas).

Por otra parte, ocurrida la reducción de sulfato a sulfuro, reaccionan con los metales pesados disueltos para formar sulfuros metálicos que están inmovilizados en el reactor. (Pruden et al., 2007 citado por Vasquez et al., 2016). por lo que podemos afirmar que los precipitados se han quedado en las columnas de tratamiento.

D. Comparaciones múltiples con intervalos de confianza (Tiempo vs. sulfuros)

Tabla 37. Comparación múltiple con intervalos de confianza (Tiempo vs. sulfuros)
Bonferroni test; variable Sulfuros (Sulfuros)
Simultaneous confidence intervals
Error: Between MSE = .05611, df = 4.0000

Cell No.	versus Cell No.	Mean Differ.	Standard Error	p	-90.00% LSD CL	+90.00% LSD CL
1	2	1.366667	0.193410	0.006348	0.750402	1.982932
	3	2.166667	0.193410	0.001085	1.550402	2.782932
2	3	0.800000	0.193410	0.043260	0.183735	1.416265

Tabla 38. Post Hoc - Sulfuros
Bonferroni test; variable Sulfuros (Sulfuros)
Probabilities for Post Hoc Tests
Error: Between MSE = .05611, df = 4.0000

Cell No.	Tiempo	1	2	3
		4.6000	3.2333	2.4333
1	24hrs		0.006348	0.001085
2	36hrs	0.006348		0.043260
3	48hrs	0.001085	0.043260	

Buscando un umbral, a partir del cual establecer si hay diferencia significativa o no entre todas las posibles comparaciones múltiples, se utilizó el test de Bonferroni. Éste, utiliza las pruebas de “t” para realizar comparaciones por pares entre las medias de los grupos. Así, se corrige el nivel de significancia observado, puesto que, se están realizando múltiples comparaciones.

Como el factor “tiempo” tiene más de 2 niveles (hay tres tiempos), es posible hacer pruebas post hoc para ver las diferencias específicas que existen entre cada par de

tiempos. En este caso, se observa que el "mejor tiempo" para realizar el experimento, respecto al sulfato, es el TR 1 (4.60), seguidamente, el TR 2 (3.23), y TR 3 (2.43).

E. Evaluación de R²

Tabla 39. R² - Sulfuros

Test of SS Whole Model vs. SS Residual (Sulfuros)											
Dependent Variable	Multiple R	Multiple R ²	Adjusted R ²	SS Model	df Model	MS Model	SS Residual	df Residual	MS Residual	F	p
Sulfuros	0.984995	0.970215	0.940431	7.311111	4	1.827778	0.224444	4	0.056111	32.57426	0.002609

Entretanto, se obtiene un coeficiente de determinación, R² = 0,970215, el cual indica la proporción de la variabilidad total presente en los datos que es explicada por el modelo de análisis de la varianza. También se puede interpretar como el porcentaje (97,0215%) de la variabilidad total de la variable respuesta (sulfuros). Éste, evaluará el comportamiento del modelo en función a los datos, y no viceversa.

F. Parámetros estimados

Tabla 40. Parámetros estimados - Sulfuros

Parameter Estimates (Sulfuros) Sigma-restricted parameterization												
Effect	Level of Effect	Column	Sulfuros Param.	Sulfuros Std Err	Sulfuros t	Sulfuros p	-90.00% Cnf.Lmt	+90.00% Cnf.Lmt	Sulfuros Beta (ß)	Sulfuros St.Err.ß	-90.00% Cnf.Lmt	+90.00% Cnf.Lmt
Intercept		1	3.422222	0.078959	43.34161	0.000002	-3.253893	3.590551				
Tiempo	24hrs	2	1.177778	0.111665	10.54739	0.000457	-0.939724	1.415831	1.050948	0.099641	0.838530	1.263367
Tiempo	36hrs	3	-0.188889	0.111665	-1.69156	0.165988	-0.426942	0.049164	-0.168548	0.099641	-0.380967	0.043870
Repeticiones	R1	4	0.144444	0.111665	1.29355	0.265464	-0.093609	0.382498	0.128890	0.099641	-0.083529	0.341308
Repeticiones	R2	5	-0.122222	0.111665	-1.09454	0.335204	-0.360276	0.115831	-0.109061	0.099641	-0.321479	0.103358

Finalmente, los parámetros estimados, que forman parte de la ecuación predictiva respecto a los sulfuros, se detallan a continuación:

$$Sulfuros = 3.422 + 1.178 * T1 (24 hrs) - 0.189 * T2(36 hrs) + 0.144 * R1$$

Estos nuevos valores, serán aquellos que estarán libres de variabilidad.

Tabla 41. Valores libres de variabilidad - Sulfuros

Coded design matrix (Sulfuros)	
Sigma-restricted parameterization	
(Analysis sample)	
sulfuros	sulfuros Predicted
4.7	4.744
4.4	4.478
4.7	4.578
3.3	3.378
3	3.111
3.4	3.211
2.7	2.578
2.5	2.311
2.1	2.411

CAPÍTULO V

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

5.1. Conclusiones

Se determinó que el tiempo de retención óptimo es de 24 horas para el tratamiento del DAM, ya que según el análisis estadístico esta tiene un media superior en el incremento del pH, una media inferior en la reducción de sulfato y una media superior en el incremento de sulfatos mostrando de esta manera una eficiencia es muy significativa en la reducción del sulfato a sulfuros.

De la caracterización del agua de la quebrada Viso, el punto de muestreo DAM-4, resultó ser la fuente de agua apropiada para el tratamiento, debido a que cuenta con características propias del de DAM, como la concentración de metales totales como el arsénico, cobre, manganeso, plomo y zinc, que superan el ECA Agua D.S. 004-2017-MINAM), el ph de 4.5 y la cantidad del volumen de su caudal.

Según el análisis descriptivo y estadístico la implementación del sistema pasivo bioreactor de compost resultó ser eficiente debido a que no existe diferencia en las 9 columnas ya que se trabajó en las mismas condiciones ambientales, de diseño y de ejecución.

Los resultados del pre-tratamiento en comparación con el post-tratamiento, muestran que existe una reducción en la concentración de sulfatos en los diferentes tratamientos, así como el aumento de concentración de sulfuros, lo cual indica que hubo una reducción del sulfato. Así mismo, en todos los tratamientos el pH se elevó desde 3.64 hasta 8.5. Estos valores obtenidos en el post tratamiento están dentro de los estándares de calidad para Agua Categoría 3, Riego de vegetales y bebida de animales (D.S. 004-2017-MINAM).

La remoción de sulfatos en el sistema de tratamiento pasivo bioreactor de compost tuvo eficiencias significativas logrando en el TR 1 un 83% de remoción, en el TR 2 fue de 76.7%, y finalmente en el TR 3 fue de 67.8%.

5.2. Recomendaciones

Evaluar la eficiencia de tiempos de retención menores a 24 horas bajo las mismas condiciones de tratamiento, ya que los resultados de este trabajo dan señales de que se pueden encontrar eficiencias más altas en lo que refiere a reducción de sulfatos.

Evaluar la diferencia de diferentes tipos de compost, ya que la eficiencia de la BRS depende de esta.

Efectuar pruebas a escala piloto en el Centro Poblado San Miguel de Viso para establecer la potencia de los estratos orgánicos y caliza.

Bibliografía

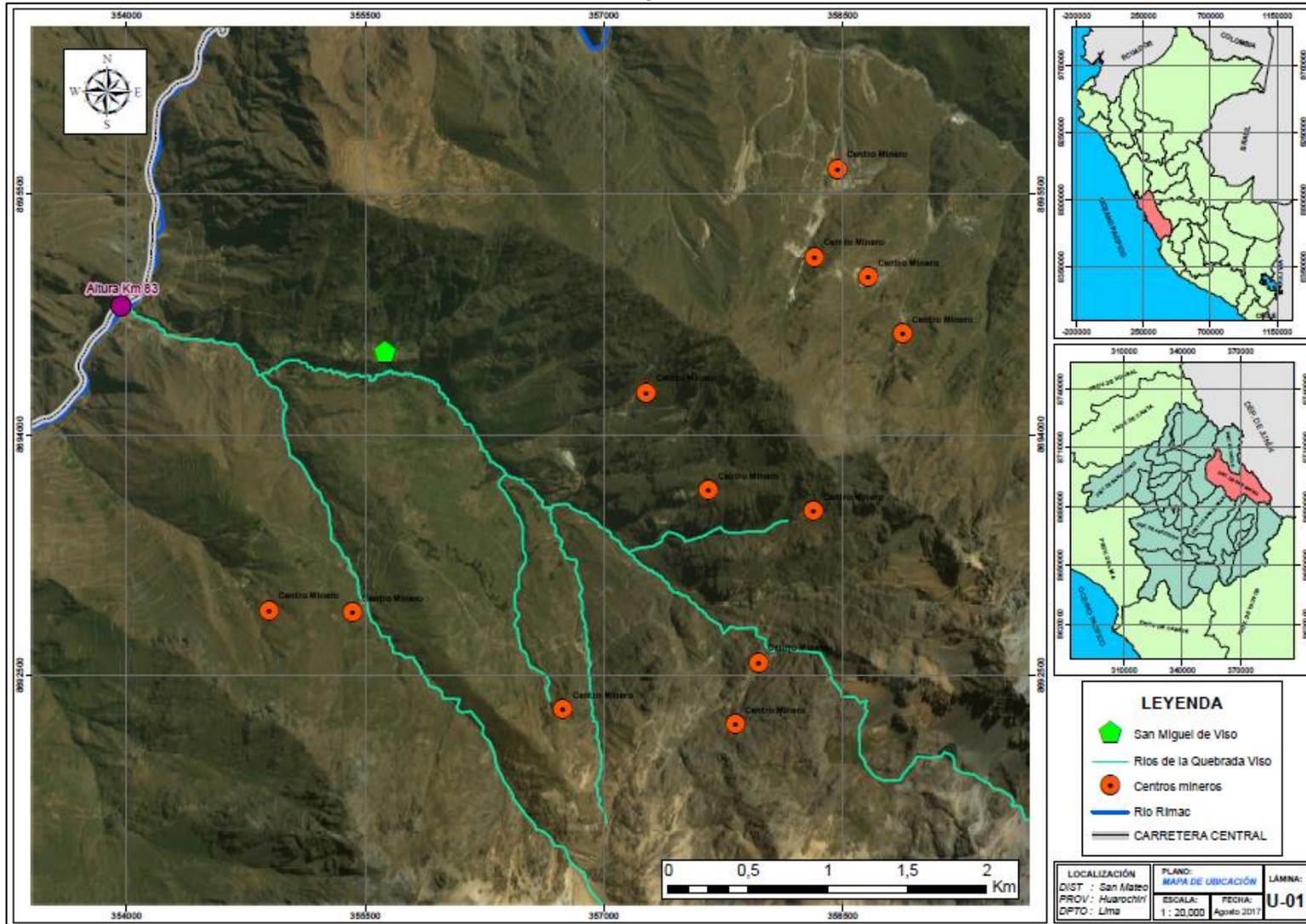
- Aduvire, O. (2006). Drenaje ácido de mina generación y tratamiento. *Instituto Geológico y Minero de España Dirección de Recursos Minerales y Geoambiente*.
- Akcil, A., & Koldas, S. (2006). Acid mine drainage (AMD): causes, treatment and case studies. *Cleaner Production*, 14, 1139–1145.
- Andrade, V. (2010). Evaluación del potencial de generación de sulfuro por la acción de las bacterias sulfato reductoras y sus posibles aplicaciones en el tratamiento de los Drenajes Ácidos de Mina Virginia.
- Cabrera G., Perez R., Gomez M., Abalos A., C. D. (2006). Toxic effects of dissolved heavy metals on *Desulfovibrio vulgaris* and *Desulfovibrio* sp. strains. *Hazardous Materials*, 40–46.
- Chambe, M. N. (2008). Evaluación de los métodos químicos y biogénico para el tratamiento de drenaje ácido de mina a escala de laboratorio, 105.
- Doshi, S. M. (2006). Bioremediation of acid mine drainage using sulfate-reducing bacteria prepared by. *U.S. Environmental Protection Agency*, (August), 1–72. <http://doi.org/10.1007/s10230-005-0096-9>
- Fabian, D., Aplin, A., & Younger, P. (2005). Geochemical performance of a reducing and alkalinity-producing. In *9th International mine water congress*.
- Gate, K. (2008). Review on Removal of heavy metals from acid mine. *Applied Ecology and Environmental Research*, 6(3), 81–98. <http://doi.org/10.15666/aeer/0603>
- Jiménez-Rodríguez, a. M., Durán-Barrantes, M. M., Borja, R., Sánchez, E., Colmenarejo, M. F., & Raposo, F. (2008). Heavy metals removal from acid mine drainage water using biogenic hydrogen sulphide and effluent from anaerobic treatment: Effect of pH. *Journal of Hazardous Materials*, 165(1–3), 759–765. <http://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.10.053>
- Johnson, D. B. (2006). Biohydrometallurgy and the environment: Intimate and important interplay. *Hydrometallurgy*, 83(1–4), 153–166. <http://doi.org/10.1016/j.hydromet.2006.03.051>
- Johnson, D. B., & Hallberg, K. B. (2005). Acid mine drainage remediation options: A review. *Science of the Total Environment*. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.09.002>
- Jong, T., & Parry, D. L. (2006). Microbial sulfate reduction under sequentially acidic conditions in an upflow anaerobic packed bed bioreactor. *Water Research*, 40(13), 2561–2571. <http://doi.org/10.1016/j.watres.2006.05.001>
- Kaksonen A., P. J. (2007). Sulfate reduction based bioprocesses for the treatment of acid mine drainage and the recovery of metals. *Engineering in Life Sciences*, 7, 541–564. <http://doi.org/2145-6097>
- Kuyucak, N., & St-Germain, P. (1994). in Situ Treatment of Acid Mine Drainage By Sulphate Reducing Bacteria in Open Pits: Scale-Up Experiences. *Journal American Society of Mining and Reclamation*, 1994(2), 303–310. <http://doi.org/10.21000/JASMR94020303>

- López, E., Aduvire, O., Baretino, D., & Baretino, D. (2002). Tratamientos pasivos de drenajes ácidos de mina: Estado actual y perspectivas de futuro. *Boletín Geológico Y Minero*.
- Martinez, E. (2010). *Remoción de sulfatos de drenajes ácidos de minería de carbón para producción de yeso sintético mediante el uso de un subproducto industrial*. Universidad Nacional de Colombia – Sede Medellín. Retrieved from <http://www.bdigital.unal.edu.co/2508/>
- Neculita, C. M., Zagury, G. J., & Bussi ere, B. (2007). Passive treatment of acid mine drainage in bioreactors using sulfate-reducing bacteria. *Journal of Environmental Quality*, 36(1), 1-16.
- Nordstrom, D. K., Blowes, D. W., & Ptacek, C. J. (2015). Hydrogeochemistry and microbiology of mine drainage: An update. *Applied Geochemistry*, 57, 3–16. <http://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2015.02.008>
- Ordoñez, G. (2004). *Carecterizacion del drenaje aciso de mina en el centro poblado Menor San Miguel de Viso y evaluacion de su tratamiento*. Universidad Nacional Agraria La Molina.
- Rodriguez, R. P., & Zaiat, M. (2011). Influence of carbon source and inoculum type on anaerobic biomass adhesion on polyurethane foam in reactors fed with acid mine drainage. *Bioresource Technology*, 102(8), 5060–5065. <http://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.01.084>
- Rötting, T. S., Caraballo, M. a., Serrano, J. a., Ayora, C., & Carrera, J. (2008). Field application of calcite Dispersed Alkaline Substrate (calcite-DAS) for passive treatment of acid mine drainage with high Al and metal concentrations. *Applied Geochemistry*, 23(6), 1660–1674. <http://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2008.02.023>
- Sahinkaya, E., Yurtsever, A., Toker, Y., Elcik, H., Cakmaci, M., & Kaksonen, A. H. (2015). Biotreatment of As-containing simulated acid mine drainage using laboratory scale sulfate reducing upflow anaerobic sludge blanket reactor. *Minerals Engineering*, 75, 133–139. <http://doi.org/10.1016/j.mineng.2014.08.012>
- Sanchez-Andrea, I., Sanz, J. L., Bijmans, M. F. M., & Stams, A. J. M. (2014). Sulfate reduction at low pH to remediate acid mine drainage. *Journal of Hazardous Materials*, 269(3), 98–109. <http://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2013.12.032>
- Sheoran, a. S., & Sheoran, V. (2006). Heavy metal removal mechanism of acid mine drainage in wetlands: A critical review. *Minerals Engineering*, 19(2), 105–116. <http://doi.org/10.1016/j.mineng.2005.08.006>
- Sheoran, a. S., Sheoran, V., & Choudhary, R. P. (2010). Bioremediation of acid-rock drainage by sulphate-reducing prokaryotes: A review. *Minerals Engineering*, 23(14), 1073–1100. <http://doi.org/10.1016/j.mineng.2010.07.001>
- Song, H., Yim, G. J., Ji, S. W., Neculita, C. M., & Hwang, T. (2012). Pilot-scale passive bioreactors for the treatment of acid mine drainage: Efficiency of mushroom compost vs. mixed substrates for metal removal. *Journal of Environmental Management*, 111, 150–158. <http://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.06.043>

- Tuppurainen, K. O., Väisänen, a. O., & Rintala, J. a. (2002). Zinc removal in anaerobic sulphate-reducing liquid substrate process. *Minerals Engineering*, 15(11), 847–852. [http://doi.org/10.1016/S0892-6875\(02\)00084-5](http://doi.org/10.1016/S0892-6875(02)00084-5)
- Vasquez, Y., Escobar, M. C., Neculita, C. M., Arbeli, Z., & Roldan, F. (2016). Biochemical passive reactors for treatment of acid mine drainage: Effect of hydraulic retention time on changes in efficiency, composition of reactive mixture, and microbial activity. *Chemosphere*, 153, 244–253. <http://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.03.052>
- Watten, B. J., Sibrell, P. L., & Schwartz, M. F. (2005). Acid neutralization within limestone sand reactors receiving coal mine drainage. *Environmental Pollution*, 137(2), 295–304. <http://doi.org/10.1016/j.envpol.2005.01.026>
- Watten B., Ching P., Sibrell P., T. M. (2007). Effect and temperature, hydraulic residence time and elevated PCO₂ on acid neutralization within a pulsed limestone bed reactor. *Water Research*, 1207–1214.
- Zagury, G. J., Neculita, C., & Management, M. W. (2007). Passive Treatment of Acid Mine Drainage in Bioreactors : Short Review , Applications , and Research Needs. *Journal of Environmental Quality*, 36, 1–16.
- Zhang, M., Wang, H., & Han, X. (2016). Preparation of metal-resistant immobilized sulfate reducing bacteria beads for acid mine drainage treatment. *Chemosphere*, 154, 215–223. <http://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.03.103>

Anexos

Anexo A. Mapa de Ubicación



Anexo B. Resultado de Laboratorio - Caracterización del agua de la Quebrada Viso



INFORME DE ENSAYO N° 0457-16

Solicitante : RUBEN ALLCCA HUAMAN QUICHUA
Dirección del Solicitante : GENERAL CORDOVA 121 . OF. 301 - MIRAFLORES
Atención : RUBEN ALLCCA HUAMAN QUICHUA
Proyecto : ANÁLISIS PARA CARACTERIZACIÓN
Lugar de Muestreo : QUEBRADA SAN MIGUEL DE VISO
Tipo de Muestra : Agua Natural (Superficial)
Fecha de Monitoreo : 07/02/16
Fecha de Recepción de Muestra : 08/02/16
Fecha de Inicio de Análisis : 08/02/16
Fecha de Término de Análisis : 12/02/16

CALIDAD DE AGUA

METALES ICP	Código de Laboratorio		0457-1	0457-2	0457-3	0457-4
	Código de Cliente		Catarata 1	Bocatoma	Río-Arriba	Río-Puente
	Parámetros	Unidad	L.D.	Resultados	Resultados	Resultados
Aluminio	mg/L	0,006	1,027	52,878	6,895	2,569
Antimonio	mg/L	0,008	<0,008	<0,008	<0,008	<0,008
Arsénico	mg/L	0,003	0,558	<0,003	1,948	0,318
Bario	mg/L	0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003
Berilio	mg/L	0,0007	<0,0007	<0,0007	<0,0007	<0,0007
Boro	mg/L	0,002	0,067	0,023	0,055	0,015
Cadmio	mg/L	0,0002	<0,0002	0,2285	0,0245	0,0206
Calcio	mg/L	0,1	77,0	86,6	27,0	30,2
Cerio	mg/L	0,05	<0,05	0,17	<0,05	<0,05
Cobalto	mg/L	0,0003	<0,0003	0,4813	0,0014	<0,0003
Cobre	mg/L	0,0005	0,0056	5,0537	0,3496	0,2575
Cromo	mg/L	0,0004	<0,0004	<0,0004	0,0042	<0,0004
Estaño	mg/L	0,002	<0,002	<0,002	0,161	0,078
Estroncio	mg/L	0,0004	0,6603	0,7172	0,1831	0,1899
Fósforo	mg/L	0,010	0,022	<0,010	<0,010	<0,010
Hierro	mg/L	0,008	1,420	0,411	11,345	3,597
Litio	mg/L	0,002	0,012	0,020	0,006	0,004
Magnesio	mg/L	0,01	7,50	59,59	5,61	4,24
Manganeso	mg/L	0,001	0,115	37,215	1,239	1,073
Molibdeno	mg/L	0,0008	<0,0008	<0,0008	<0,0008	<0,0008
Níquel	mg/L	0,001	<0,001	0,205	<0,001	<0,001
Plata	mg/L	0,001	0,002	<0,001	0,010	0,002
Plomo	mg/L	0,006	<0,006	<0,006	0,331	0,090
Potasio	mg/L	0,03	3,24	16,60	1,63	0,64
Selenio	mg/L	0,007	<0,007	0,485	<0,007	<0,007
Sílice	mg/L	0,009	21,829	0,058	19,765	7,488
Sodio	mg/L	0,04	12,93	15,80	3,30	3,39
Talio	mg/L	0,006	<0,006	<0,006	<0,006	<0,006
Titanio	mg/L	0,0009	0,0446	<0,0009	0,2575	0,0538
Vanadio	mg/L	0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
Zinc	mg/L	0,008	<0,008	1076,491	76,532	69,550

- Muestra tomada por el cliente.
- La fecha de muestreo es dato proporcionado por el cliente.
- Lugar y condiciones ambientales del muestreo: Indicado por el cliente.
- Condición y Estado de la muestra ensayada: Las muestras llegaron refrigeradas.
- El cliente renuncia al derecho de la dirimencia.

Método de Análisis:

Metales ICP: EPA 200.7, Determination of Metals and Trace Elements in Water and Wastes and Wastes by Inductively Coupled Plasma Atomic Emission Spectrometry.

Anexo C. Resultados de Laboratorio del Pre Tratamiento



SAG

LABORATORIO DE ENSAYO ACREDITADO POR EL
ORGANISMO PERUANO DE ACREDITACIÓN INACAL-DA
CON REGISTRO N° LE-047



INFORME DE ENSAYO N° 108570-2016 CON VALOR OFICIAL

RAZÓN SOCIAL : ECOSOLUTION S.A.C.
DOMICILIO LEGAL : AV. GRAL CORDOVA N° 121 INT. 301 (ALT. AV. SANTA CRUZ IGLESIA ASUNCIÓN) LIMA - LIMA - MIRAFLORES
SOLICITADO POR : RUHAMA ROMÁN DAMIÁN
REFERENCIA : PROYECTO DE INVESTIGACIÓN.
PROCEDENCIA : MIRAFLORES
FECHA DE RECEPCIÓN DE MUESTRA : 2016-12-23
FECHA DE INICIO DE ENSAYOS : 2016-12-23
MUESTREO POR : EL CLIENTE

I. METODOLOGÍA DE ENSAYO:

Ensayo	Método	L.C.	Unidades
pH	SM 4500 H ⁺ B. pH Value. Electrometric Method	---	Unid. pH
Sulfatos	SM 4500 SO ₄ ²⁻ E. Sulfate. Turbidimetric Method.	1.00	SO ₄ ²⁻ mg/L
Sulfuros	SM 4500 S ²⁻ D. Sulfide. Methylene Blue Method.	0.002	S ²⁻ mg/L
Metales totales (Aluminio, Antimonio, Arsénico, Bario, Boro, Berilio, Cadmio, Calcio, Cerio, Cromo, Cobalto, Cobre, Hierro, Plomo, Litio, Magnesio, Manganeso, Mercurio, Molibdeno, Niquel, Fósforo, Potasio, Selenio, Silice(SiO ₂), Plata, Sodio, Estroncio, Talio, Estaño, titanio, Vanadio, Zinc).	EPA Method 200.7, Rev.4.4. EMMC Version. Determination of Metals and trace Elements in Water and Wates by Inductively Coupled Plasma - Atomic Emission Spectrometry. 1994	---	mg/L

L.C.: Límite de cuantificación.

II. RESULTADOS:

Producto declarado	Agua de río	
Matriz analizada	Agua natural	
Fecha de muestreo	2016-12-23	
Hora de inicio de muestreo (h)	15:30	
Condiciones de la muestra	Refrigerada y preservada	
Código del Cliente	LB	
Código del Laboratorio	16122439	
Ensayos	Unidades	Resultados
**pH	Unid. pH	3.64
Sulfatos	SO ₄ ²⁻ mg/L	1453
Sulfuros	S ²⁻ mg/L	<0.002

Medición de pH realizada a 25°C.

**El resultado del método de ensayo indicado se encuentra fuera del alcance de acreditación otorgada por el INACAL-DA debido a que la muestra no es idónea para el ensayo por haber superado el tiempo de perecibilidad.


Quim. Bolívar Y. Fajardo León
Director Técnico
C.Q.P. N° 648
Servicios Analíticos Generales S.A.C.

EXPERTS
WORKING
FOR YOU

* El método indicado no ha sido acreditado por INACAL-DA

SM: Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (SMEWW)-APHA-AWWA-WEF, 22nd Edition 2012. EPA: U.S. Environmental Protection Agency. ASTM: American Society for Testing and Materials. NTP: Norma Técnica Peruana
OBSERVACIONES: Está prohibida la reproducción parcial o total del presente documento a menos que sea bajo la autorización escrita de Servicios Analíticos Generales S.A.C. Solo es válido para las muestras referidas en el presente informe. Las muestras serán conservadas de acuerdo al período de perecibilidad del parámetro analizado con un máximo de 30 días calendario de haber ingresado la muestra al laboratorio.

Anexo D. Resultados de Laboratorio del Post Tratamiento



SAG

LABORATORIO DE ENSAYO ACREDITADO POR EL
ORGANISMO PERUANO DE ACREDITACIÓN INACAL-DA
CON REGISTRO N° LE-047



INFORME DE ENSAYO N° 11933-2017 CON VALOR OFICIAL

II. RESULTADOS:

Producto declarado		Agua de río	Agua de río	Agua de río	Agua de río
Matriz analizada		Agua natural	Agua natural	Agua natural	Agua natural
Fecha de muestreo		2017-02-24	2017-02-24	2017-02-24	2017-02-24
Hora de inicio de muestreo (h)		15:36	15:38	15:40	15:30
Condiciones de la muestra		Refrigerada y preservada	Refrigerada y preservada	Refrigerada y preservada	Refrigerada y preservada
Código del Cliente		T1-R1	T1-R2	T1-R3	T2-R1
Código del Laboratorio		17021575	17021576	17021577	17021578
Ensayos	Unidades	Resultados			
*pH	Unid. pH	8.22	8.45	8.5	7.52
Sulfatos	SO ₄ ²⁻ mg/L	247.5	236.1	243.6	340.8
Sulfuros	S ²⁻ mg/L	4.7	4.4	4.7	3.3
Producto declarado		Agua de río	Agua de río	Agua de río	Agua de río
Matriz analizada		Agua natural	Agua natural	Agua natural	Agua natural
Fecha de muestreo		2017-02-24	2017-02-24	2017-02-24	2017-02-24
Hora de inicio de muestreo (h)		15:32	15:34	15:42	15:44
Condiciones de la muestra		Refrigerada y preservada	Refrigerada y preservada	Refrigerada y preservada	Refrigerada y preservada
Código del Cliente		T2-R2	T2-R3	T3-R1	T3-R2
Código del Laboratorio		17021579	17021580	17021581	17021582
Ensayos	Unidades	Resultados			
*pH	Unid. pH	7.31	8.05	7.43	7.65
Sulfatos	SO ₄ ²⁻ mg/L	352.4	320.4	420.1	470.2
Sulfuros	S ²⁻ mg/L	3.0	3.4	2.7	2.5
Producto declarado		Agua de río			
Matriz analizada		Agua natural			
Fecha de muestreo		2017-02-24			
Hora de inicio de muestreo (h)		15:46			
Condiciones de la muestra		Refrigerada y preservada			
Código del Cliente		T3-R3			
Código del Laboratorio		17021583			
Ensayos	Unidades	Resultados			
*pH	Unid. pH	7.26			
Sulfatos	SO ₄ ²⁻ mg/L	512.6			
Sulfuros	S ²⁻ mg/L	2.1			

Medición de pH realizada a 25°C.

*El resultado del método de ensayo indicado se encuentra fuera del alcance de acreditación otorgada por el INACAL-DA debido a que la muestra no es idónea para el ensayo, por haber superado el tiempo de perecibilidad.