

UNIVERSIDAD NACIONAL TECNOLÓGICA DE LIMA SUR

**FACULTAD DE INGENIERÍA Y GESTIÓN
ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERIA AMBIENTAL**



**“REMOCIÓN DE HIERRO EN LAS INFILTRACIONES ÁCIDAS DE
LAS BOCAMINAS DE AZALIA - PASCO MEDIANTE SISTEMAS DE
PRODUCCIÓN SUCESIVA DE ALCALINIDAD”**

TESIS

Para optar el Título Profesional de

INGENIERO AMBIENTAL

PRESENTADO POR EL BACHILLER

HUACCANQUI APAZA, SONIA ERIKA

**Villa El Salvador
2019**

DEDICATORIA

La presente Tesis la dedico a mis Padres (Pascual y Paula), a toda mi familia y seres queridos.

A las personas que conocí en camino de mi formación profesional y me enseñaron con ejemplo la perseverancia y a tener claro mis objetivos y metas.

AGRADECIMIENTO

A **Activos Mineros SAC**, por la oportunidad y el apoyo en la realización de la presente tesis en las instalaciones de Cerro de Pasco.

Al **Ing. Manuel Requena**, por el interés de la propuesta e incentivar la investigación en el área de Operaciones de Activos Mineros SAC.

A la **Ing. Olivia Laura López**, por el apoyo incondicional para la realización de la presente tesis y su enorme amistad en mi estadía en Cerro de Pasco.

A los **Ingenieros Jose Dávila, Hugo Mallqui, Milton Carhuamaca, Emver Osorio** por los conocimientos brindados y el apoyo con la medición de los parámetros de campo de la presente tesis.

A los **Ingenieros Iván Reina, Francisco Gurreonero, Vladimir Balladares, Luis Condori, Cristian Villanueva y Miguel Bustamante** por los conocimientos y aportes brindados para la presente tesis.

Al **Ing. Agérico Pantoja**, por el conocimiento y la motivación para culminar la presente tesis.

Al **Ing. Mario Cedrón**, por brindarme la oportunidad de profundizar mis conocimientos en la remediación de pasivos mineros, Cajamarca – Hualgayoc - Colquirrumi.

Al **Ing. Franklim Rodriguez**, por el conocimiento brindado en el cierre de pasivos mineros, Cajamarca – Hualgayoc - Colquirrumi.

Al **Sr. Jorge Salinas** y al grupo humano de **Diraccontrol Goyllarizquizga**, por el apoyo en la instalación y mantenimiento diario de los sistemas pilotos de la presente tesis.

Al **Sr. Leandro Matías**, por el constante apoyo en campo y su incondicional amistad.

A LAMP, HSGD y JRFCH por el constante apoyo desde el inicio hasta el final de mi carrera.

ÍNDICE

INTRODUCCIÓN	1
CAPÍTULO I: PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA	3
1.1. Situación Problemática	3
1.2. Justificación del problema.....	4
1.3. Delimitación de la investigación	4
1.3.1. Delimitación Espacial	4
1.3.2. Delimitación Temporal.....	5
1.4. Formulación del Problema	6
1.4.1. Problema General	6
1.4.2. Problemas Específicos	6
1.5. Objetivos de la Investigación	7
1.5.1. Objetivo General.....	7
1.5.2. Objetivos Específicos	7
1.6. Hipótesis de la investigación.....	7
1.6.1. Hipótesis general.....	7
1.6.2. Hipótesis específica.....	7
1.7. Variables de la investigación.....	8
1.7.1. Variable Independiente.....	8
1.7.2. Variable Dependiente	8
CAPÍTULO II:	9
2.2. Antecedentes del Problema.....	9
2.2.1. Antecedentes Internacionales.	9
2.2.2. Antecedentes Nacionales	14
2.3. Bases Teóricas	19
2.3.1. La minería en el Perú	19

2.3.2.	Pasivos ambientales mineros en el Perú (PAM).....	23
2.3.1.	El hierro	25
2.3.2.	Drenaje ácido	26
2.3.3.	Control de drenaje ácido	44
2.3.4.	Mecanismos de tratamiento predominantes en sistemas pasivos	66
2.3.5.	Elección de tratamiento pasivo.....	76
2.3.6.	Sistema de producción sucesiva de alcalinidad	79
2.3.7.	Factores que influyen en la remoción de hierro.....	84
2.3.8.	Caracterización de las aguas ácidas de las bocaminas de Azalía.	88
2.4.	Marcos Conceptuales	89
CAPÍTULO III: ÁSPECTOS METODOLOGÍA		92
3.1.	Análisis de modelo.....	92
3.1.1.	Lugar de investigación.....	92
3.1.2.	Unidad de Análisis.....	94
3.1.3.	Población de Estudio.....	94
3.1.4.	Tamaño de Muestra	94
3.1.5.	Selección de la Muestra	94
3.1.6.	Procedimiento Experimental.....	94
3.2.	Diseño del sistema a emplear.....	102
3.2.1.	Diseño del sistema de producción sucesiva de alcalinidad	102
3.2.2.	Fase de campo.....	112
CAPÍTULO IV: ANALISIS E INTERPRETACION DE LOS RESULTADOS ...		123
4.1.	Revisión y consolidación de los resultados.....	123
4.1.1.	Presentación de resultados	123
4.1.2.	Análisis, interpretación y discusión de resultados	137
4.2.	Contrastación de la hipótesis.....	139
4.2.1.	Presentación de resultados	139

4.2.2. Procesamiento estadístico en Minitab	140
4.2.3. Prueba de la hipótesis general	141
4.2.4. Prueba de hipótesis específica	142
4.2.5. Gráficas de los resultados	144
CONCLUSIONES	149
RECOMENDACIONES	150
BIBLIOGRAFÍA	151
ANEXOS	163

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Mapa de Ubicación de infiltraciones acidas de Bocaminas de Azalia.	5
Figura 2: Mapa geológico del Perú.	21
Figura 3: Mapa de las principales minas y complejos metalúrgicos en el Perú	22
Figura 4: Principio de la generación del drenaje ácido.	28
Figura 5: Mineral sulfurado (Pirita)	29
Figura 6: Etapas de generación de drenaje ácido.	33
Figura 7: Esquema simplificado de la química de drenaje ácido.	35
Figura 8: Concentración sucesiva de metales en un ecosistema simple	40
Figura 9: Depósitos ferruginosos en el rio Ushugoya-2017.	42
Figura 10: Presencia de sedimentos en las quebradas que desembocan al río Ushugoya -2017.	42
Figura 11: Colocación selectiva de materiales contaminantes por encapsulamiento.	46
Figura 12: Diagrama de un proceso de neutralización	54
Figura 13: Diagrama de un proceso de neutralización	55
Figura 14: Esquema del proceso de electro-floculación.	56
Figura 15: Esquema de un ALD	57
Figura 16: Esquema de laguna de sedimentación	59
Figura 17: Diagrama esquemático de un Biorreactor reductor de sulfato.	61
Figura 18: Humedales aerobios.	63
Figura 19: Humedales anaerobios.	64
Figura 20: Esquema de sistema SAPS	65
Figura 21: Esquema de barrera reactiva permeable	66
Figura 22: Tasa de Oxidación	68
Figura 23: Solubilidad del hidróxido férrico	70

Figura 24: Solubilidad del hidróxido férrico	72
Figura 25: Árbol de decisiones.....	77
Figura 26: Tabla periódica propuesta para el tratamiento pasivo de drenaje ácido	79
Figura 27: Reacciones dentro del SAPS.....	83
Figura 28: Sistema Pasivo (SAPS y Estanque).....	83
Figura 29: Drenaje ácido de mina de las filtraciones de las bocaminas de Azalia	88
Figura 30: Configuración de los sistemas SAPS.....	103
Figura 31: Conformación de lo SAPS a diferentes alturas de nivel de agua 20 y 10 cm.	104
Figura 32: Conformación de lo SAPS y humedales aerobios.....	105
Figura 33: Conformación de los humedales verticales.....	106
Figura 34: Nivelación del terreno.	112
Figura 35: Instalación de los sistemas SAPS y Humedales Aerobios.	113
Figura 36: a) prueba hidráulica a los sistemas SAPS, b) prueba hidráulica a los humedales aerobios.	114
Figura 37: Incorporación de piedra caliza.	114
Figura 38: Recolección de guano de los pueblos aledaños.	115
Figura 39: Incorporación de guano de alpaca al tanque A, guano de vaca al tanque B.....	115
Figura 40: Incorporación de sustratos a humedales aerobios.....	116
Figura 41: Sustrato incorporados e instalación de tubería para aireación. ...	116
Figura 42: a) Instalación de soporte, b) Instalación de manta arpillera.	117
Figura 43: Extracción de Cortaderia selloana, previa adaptación a drenaje ácido.	118
Figura 44: Incorporación de la Cortaderia selloana a los humedales verticales	118
Figura 45: Recolección de muestras de los humedales aerobios	119
Figura 46: Recolección de muestras de los SAPS.....	119
Figura 47: Evaluación de pH.....	125
Figura 48: Evaluación de la conductividad.....	127
Figura 49: Evolución de la concentración de hierro en los sistemas SAPS ...	128

Figura 50 : Evolución de pH en la entrada del sistema y salidas del SAPS A y humedal aerobio.	130
Figura 51: Evolución del pH en la entrada del sistema y salidas del SAPS B y humedal aerobio.	130
Figura 52: Evolución de la concentración de hierro en los sistemas SAPS A y humedal aerobio.	132
Figura 53: Evolución de la concentración de hierro en los sistemas SAPS A y humedal aerobio.	132
Figura 54: Evolución de la concentración de hierro en los sistemas SAPS A y humedal aerobio.	133
Figura 55 : Evolución de la concentración de hierro en los sistemas SAPS B y humedales aerobios.....	133
Figura 56: Resultados de remoción de hierro	134
Figura 57: Evaluación de pH en el diseño del sistema.....	135
Figura 58: Evaluación de la CE en el diseño del sistema	136
Figura 59: Evaluación del pH en los sistemas SAPS y Humedales	137
Figura 60: Probabilidad normal	144
Figura 61: Diagrama de Pareto de los factores estandarizados.....	144
Figura 62: Diagrama efectos principales.....	145
Figura 63: Grafica de Interacción	146
Figura 64: Gráfica de cubos	147
Figura 65: Gráfica de contorno para guano de alpaca.....	147
Figura 66: Gráfica de contorno para guano de vaca	148

LISTA DE TABLAS

Tabla 1: Posición del Perú en el ranking mundial de producción minera	20
Tabla 2: Principales empresas mineras extranjeras en el Perú	20
Tabla 3: Concentración de contaminantes típicos en aguas ácidas de mina ...	28
Tabla 4: Ejemplo de minerales sulfurados	29
Tabla 5: Minerales de amortiguamiento	36
Tabla 6: Sustancias tóxicas y sus efectos en la salud humana	41
Tabla 7: Sustancias tóxicas y sus efectos en las plantas.....	43
Tabla 8: Principales características de las aguas ácidas y su impacto ambiental	43
Tabla 9: Métodos preventivos	45
Tabla 10: Solubilidad de sulfuros e hidróxidos	52
Tabla 11: pH donde se precipitan los iones metálicos	52
Tabla 12: Agente Neutralizantes empleado para el tratamiento activo	53
Tabla 13: Condiciones de reducción y oxidación prevalentes en sistema de tratamiento pasivo convencional	78
Tabla 14: Caracterización de materiales orgánicos naturales utilizados como sustratos en biorreactores discontinuos	85
Tabla 15: Tiempos de residencia hidráulicos en varios sistemas de tratamiento pasivo.....	87
Tabla 16: Caracterización de filtraciones a tratar	89
Tabla 17: Ubicación de la remediación de Azalia.....	92
Tabla 18 Tiempos de residencia hidráulicos en varios sistemas de tratamiento pasivo.....	96
Tabla 19: Resultados de remoción de hierro	99
Tabla 20: Comparación de parámetros empleados y el proyecto de Tesis....	100
Tabla 21: Matriz de experimentación	101
Tabla 22: Plan de experimentación.....	101

Tabla 23: Caracterización de agua a tratar	106
Tabla 24: Parámetros químicos empleados	110
Tabla 25: Comportamiento del pH en la entrada E y descargas de A y B.	123
Tabla 26: Comportamiento de la conductividad eléctrica en la entrada y salidas de los sistemas.	125
Tabla 27: Concentración de hierro al ingreso y salida de los sistemas SAPS A ₁ y B ₁	127
Tabla 28: Evolución del pH en la salida de los sistemas SAPS A y B y el los humedales verticales.	128
Tabla 29: Evolución de la CE en la salida de los sistemas SAPS A, B y el los humedales aerobios.	130
Tabla 30: Concentración de hierro al ingreso y salida los SAPS A, B y humedales aerobios.	132
Tabla 31: Concentración de hierro y remoción de hierro	134
Tabla 32: Evaluación de pH y Conductividad eléctrica	134
Tabla 33: Evaluación de pH en las salidas del SAPS y humedales aerobios	136
Tabla 34: Presentación de resultados de concentración de hierro y porcentaje de remoción.	139
Tabla 35: Análisis de varianza	140
Tabla 36: Coeficientes codificados.....	140

INTRODUCCION

La antigua minería fue una de las actividad que ha generado pasivos ambientales mineros, producto del abandono de tajos abiertos, socavones, relaveras sujetas a erosión, depósitos de residuos sólidos industriales, sustancias tóxicas, desmonte y movimiento de tierras (Novoa Orbe, 2016), componentes para la formación de drenajes ácidos, que son fuente de contaminación de los ecosistemas ya que liberan metales y metaloides (Pb, Cd, Cu, Mn, Zn y As) que son transportadas por los cuerpos de agua, superando Estándares de Calidad Ambiental, que en muchas ocasiones llegan hasta el hombre por medio de la bioacumulación en la cadena trófica (Corzo Remigio, 2015).

Fue el caso de la ex mina de carbón Goyllarizquizga, cuya explotación de carbón fue entre los siglos XIX, XX. Ubicada en los Andes centrales del Perú, a 352 kilómetros al Noreste de la ciudad de Lima. La ex - mina está situada en el distrito de Goyllarisquizga, provincia de Daniel Alcides Carrión, departamento de Pasco, a una altura de 4,200 metros sobre el nivel del mar (msnm)(CENTROMIN, 2002).

Dentro de los pasivos ambientales mineros generados, se tienen tres bocaminas principales, que presentan un drenaje ácido (pH= 2.34 promedio) constante hacia la superficie, con un caudal promedio de 1.60 l/s, que desemboca en la Quebrada Puyush, cuyas aguas confluyen al río Ushugoya.

Para minimizar el impacto negativo de las infiltraciones ácidas hacia el río Ushugoya, se operan sistemas de tratamiento artesanal, mediante el tratamiento activo. Siguiendo los procesos de neutralización, oxidación y sedimentación, empleado un agente neutralizante como el hidróxido de calcio y floculante, gastando en promedio mensualmente 7200Kg y 46 kg respectivamente, permitiendo que parámetros físico-químicos de los efluentes estén dentro de los Límites Máximos Permisibles de agua.

Producto de la operación de la planta mensualmente se generan residuos semisólidos como son los lodos, en promedio unos 96000 Kg mensuales, los cuales deben ser dispuesto en un almacén impermeable que posteriormente

al llegar a su capacidad útil deben ser encapsulados. Y se debe incorporar nuevas áreas que permitan los depósitos de los mismos.

El tratamiento convencional ("activo") mencionado, mediante la adición de un agente alcalino da como resultado la elevación del pH y la formación de un lodo voluminoso de hidróxidos metálicos y yeso, que es difícil y costoso de eliminar. Los elevados costos de mantener un sistema activo pueden ser sustanciales al largo de los años, producto del aumento en los gastos de operación y mantenimiento, por lo que para remediar pasivos ambientales mineros no son viables. No es el caso de las minas en operación que implementan dichos sistemas por la viabilidad económica, pero también es el caso en el cese la actividad productiva, que no sería viable mantener dichos sistemas en el transcurso de los años (Sen y Johnson, 1999).

En conocimiento de lo descrito se instaló pilotos que simulen los procesos en los sistemas pasivos, como son los Sistemas Sucesivos de Producción Alcalina (SAPS), y se evaluó diferentes variables (tiempo de retención, altura de lámina de agua, tipo de sustrato orgánico) que optimicen el proceso sirviendo como datos para una alternativa de tratamiento de aguas acidas para la zona.

CAPITULO I: PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

1.1. Situación Problemática

La explotación minera en la época virreinal, colonial y años atrás, antes de la incorporación de marco normativo en materia ambiental, tuvo como consecuencia la generación de pasivos ambientales mineros (PAM), los cuales generan impactos negativos al entorno social, económico y ambiental, como es la contaminación en los cuerpos de agua.

Los PAM que no cuente con responsabilidad de una entidad privada, para su posterior restauración, son asumidos por el Ministerio de Energía y Minas (MINEM) en cooperación con Activos Mineros SAC. Como fue el caso de la ex - mina de carbón Goyllarisquizga en Pasco, donde se ejecutó un cierre definitivo y posteriormente el mantenimiento y tratamiento de agua ácidas generadas, para este último empleando métodos convencionales. Que inicia con la adición de un agente neutralizante y floculante, para su posterior precipitación, lo que genera un gasto elevado en consumo de productos químicos y la generación de residuos secundarios (lodos) en gran volumen, que deben ser dispuestos en un lugar adecuado.

Al tener un elevado costo de operación y mantenimiento, hace de necesidad la búsqueda de alternativas sostenibles, amigables con el

ambiente, que mejoren el entorno paisajístico, que contrarresten de alguna medida los impactos negativos generados en dichos lugares y que garanticen la calidad de agua de vertimiento según la normativa vigente D.S N°10-2010-MINEM y cumplimiento de los estándares de calidad ambiental en los cuerpos de agua D.S N°15-2015-MINAM.

1.2. Justificación del problema

El área de estudio descrita, Goyllarisquizga presenta infiltraciones ácidas, producto de los pasivos ambientales minero, que en la actualidad son tratados mediante sistemas convencionales, que son costosos y de difícil aplicación por la lejanía del lugar. Por ello la presente investigación busca centrarse en los sistemas biológicos pasivos, que funcionen de forma independiente, generando antecedes a escala piloto del sistema de producción sucesiva de alcalina (SAPS) como parte de un sistema secuencial para el tratamiento de las infiltraciones ácidas, que permita optimizar la remoción de hierro y neutralización de pH. Evaluado variables como el tipo de sustrato, altura de lámina de agua, y tiempo de retención, con la mayor eficiencia posible en la remoción de hierro. Como una alternativa rentable económicamente, de larga duración, sin generación de lodo y de bajo mantenimiento para ejecutarlos a mayor escala para la empresa Activos Mineros SAC u otros proyectos similares.

1.3. Delimitación de la investigación

1.3.1. *Delimitación Espacial*

La presente investigación se llevó a cabo en el departamento de Pasco, Provincia Daniel Alcides Carrión, Distrito Goyllarisquizga en

las instalaciones del campamento de Azalia, referenciadas con la siguiente coordenada UTM (N – 8 842 351, E–345 007).

Las infiltraciones ácidas son recolectadas por medio de tuberías, desviadas para el tratamiento, las cuales son descargadas hacia la quebrada Puyush que posteriormente alimenta al río Ushugoya como se precisa en el siguiente mapa.

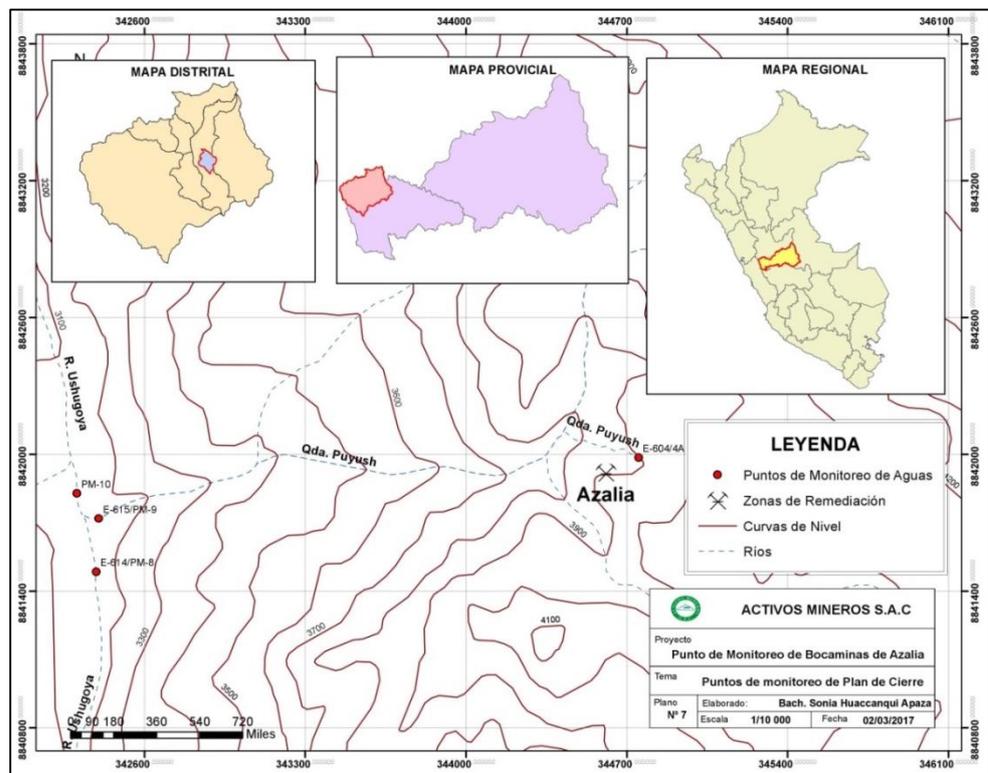


Figura 1: Mapa de Ubicación de infiltraciones ácidas de Bocaminas de Azalia.

Fuente: Elaboración propia

1.3.2. Delimitación Temporal

La presente investigación se realizó en el 2017 e incorporo información de monitoreo a partir del año 2000.

1.4. Formulación del Problema

Las infiltraciones ácidas generadas por pasivos ambientales mineros, después de entrar en contacto con el cuerpo receptor generan un impacto negativo en cuanto a la calidad de agua, por ello se requiere la investigación de sistemas pasivos como alternativa para la mitigación, adecuados para la zona, que contrarresten los impactos generados. En la presente investigación se va abarcar principalmente la remoción de hierro.

1.4.1. Problema General

¿Los sistemas de producción sucesiva de alcalinidad permitirán la remoción de hierro en las infiltraciones ácidas de las bocaminas de Azalia-Pasco?

1.4.2. Problemas Específicos

- ¿De qué manera el tipo de sustrato orgánico influye en la remoción de hierro en las infiltraciones ácidas de las bocaminas de Azalia-Pasco?
- ¿De qué manera el tiempo de retención hidráulica influye en la remoción de hierro en las infiltraciones ácidas de las bocaminas de Azalia-Pasco?
- ¿De qué manera la altura de la lámina de agua influye en la remoción de hierro en las infiltraciones ácidas de las bocaminas de Azalia-Pasco?

1.5. Objetivos de la Investigación

1.5.1. Objetivo General

Remover el hierro en las infiltraciones ácidas de las bocaminas de Azalia - Pasco mediante sistemas de producción sucesiva de alcalinidad.

1.5.2. Objetivos Específicos

- Determinar la influencia del tipo de sustrato orgánico en la remoción de hierro en las infiltraciones ácidas de las bocaminas de Azalia-Pasco.
- Determinar la influencia del tiempo de retención hidráulica en la remoción de hierro en las infiltraciones ácidas de las bocaminas de Azalia-Pasco.
- Determinar la influencia de la altura de la lámina de agua en la remoción de hierro en las infiltraciones ácidas de las bocaminas de Azalia-Pasco.

1.6. Hipótesis de la investigación

1.6.1. Hipótesis general

Los sistemas de producción sucesiva de alcalinidad remueven el hierro de las infiltraciones ácidas de las bocaminas de Azalia-Pasco.

1.6.2. Hipótesis específica

- El tipo de sustrato orgánico influye significativamente en la remoción de hierro de las infiltraciones ácidas de las bocaminas de Azalia-Pasco.

- El tiempo de retención hidráulica influye significativamente en la remoción de hierro de las infiltraciones ácidas de las bocaminas de Azalia-Pasco.
- La altura de lámina de agua influye significativamente en la remoción de hierro de las infiltraciones ácidas de las bocaminas de Azalia-Pasco.

1.7. Variables de la investigación

1.7.1. *Variable Independiente*

- Tipo de sustrato orgánico.
- Tiempo de retención hidráulica.
- Altura de lámina de agua.

1.7.2. *Variable Dependiente*

- Remoción de hierro.

CAPITULO II: MARCO TEÓRICO

2.2. Antecedentes del Problema

En los ecosistemas existe una capacidad de asimilar un aporte natural de iones metálicos, que son necesarios para el desarrollo de los seres vivos. No obstante, para que puedan ser empleados por los microorganismos deben encontrarse en el medio a concentraciones mínimas, lo que se ha visto impactado por las actividades en el sector minero, producto de la aceleración en la generación de drenaje ácido (DAR y DAM), con elevado contenido de metales (hierro, aluminio y manganeso, y posiblemente otros metales pesados) y metaloides (Johnson y Hallberg, 2005; Sen y Johnson, 1999). Por ello en muchos países se vienen realizando investigaciones, para tratar las aguas ácidas de manera sostenible, mediante sistemas pasivos.

2.2.1. Antecedentes Internacionales.

(Nairn y Mercer, 2000) en su investigación " Alkalinity generation and metals retention". El sistema a evaluar estuvo compuesto por cuatro celdas donde se alternaba humedales anaerobios de flujo

verticales con sustrato orgánico, y estanques aerobios de flujo superficial, manejando una caudal de 15 ± 4 l.

Con una calidad de agua del afluente de 660 mg/l de acidez neta como eq. CaCO_3 ., pH 3.4, 215 mg/l de hierro total, 36 mg/l de aluminio, 14 mg/l de manganeso, y 1000 mg/l sulfato, teniendo como resultado de la descarga final efluente netamente alcalina con 136 mg/l, las concentraciones totales de hierro y aluminio se redujeron significativamente a 44 ± 28 mg/l y 1.29 ± 4.4 mg/l, respectivamente. Las concentraciones de manganeso no cambiaron significativamente en las dos primeras celdas, pero disminuyeron significativamente en la tercera celda.

(López Pamo, Aduvire, y Baretino, 2002) en su investigación "Tratamientos pasivos de drenajes ácidos de mina: estado actual y perspectivas de futuro". Se hace una revisión bibliográfica de las últimas innovaciones tecnológicas alcanzadas en el tratamiento pasivo de drenajes ácidos de mina, entre los trabajos estudiados encontramos: Fennessy y Mistch en el libro *Wetlands* de Mitsch y Gosselink (2000) donde tratan drenajes de minas de carbón, en humedales utilizando una carga hidráulica de 5 cm/día y un tiempo de retención superior a 24 horas, para una carga de hierro de 2-10 g/m²/día obtienen una "eficiencia del tratamiento" del 90%, disminuyendo el rendimiento a un 50% si la carga de hierro aumenta hasta 20-40 g/m²/día; Brodie (1993) en base a su experiencia con estos sistemas señala unos rendimientos en la retención de hierro de hasta 21 g/m²/día incluso en aguas sin exceso de alcalinidad, y de 2 g/m² día de manganeso si presentan alcalinidad neta; Hedin et al. (1994) recomienda para aguas con alcalinidad neta considerar en el diseño del humedal rendimientos de 10-20 g/m²/día de hierro y 0,5-1 g/m²/día de manganeso, así mismo la lámina de agua debe cubrir un sustrato permeable de un espesor de 30-60 cm formado mayoritariamente por material orgánico (70-90% de estiércol,

compost, turba, heno, serrín, etc.); (Hedin y Nairn, 1993; Skousen et al., 1994) los humedales anaerobios al generar alcalinidad admiten drenajes de mina con un $\text{pH} < 4$, y el ambiente reductor que impera en el substrato hace admisibles influentes con oxígeno disuelto ($> 5 \text{ mg/l}$), Fe^{3+} y Al^{3+} ; Wieder (1993) ha comparado el rendimiento de cinco humedales anaerobios con substratos diferentes, recibiendo el drenaje ácido de una mina de carbón de Greenville (Kentucky, EEUU), el drenaje presentaba un $\text{pH} < 3$ y contenidos de 119, 19, y 3.132 mg/l, de hierro, manganeso y sulfatos respectivamente, el caudal medio tratado en los más de dos años de experimentación ha sido de unos 8.5 l/día. Los mejores rendimientos se han obtenido con los substratos de paja/estiércol y compost; la “eficiencia del tratamiento” para cada uno de ellos ha sido: de 80 y 78% de hierro, 7 y 20% de manganeso, 54 y 53% de aluminio, 15 y 11% de sulfatos y 53 y 67% de acidez. El rendimiento ha sido sensible a la temperatura, reduciéndose durante los meses más fríos. Al final del período ensayado disminuyó la eficacia de los dos humedales, lo que parece estar relacionado con una disminución en su capacidad para contrarrestar la acidez entrante.

(Hilton, Dunn, Danehy, Denholm, y Busler, 2003) En su investigación “A Harbison Walker - Hybrid Passive Treatment System”. Se centra en el drenaje de mina producido por la mina antigua Harbison Walker, que tiene como características un pH de 3.14 a 4.30, conductividad eléctrica de 574 a 1880 $\mu\text{S/cm}$, hierro 0.11 a 60.9 mg/l, manganeso 6.74 a 36.5 mg/l, aluminio 5.93 a 56 mg/l, sulfatos de 400 a 1437 mg/l en los diferentes puntos de muestreo, las cuales se querían tener las características de vertimiento según la norma, para ello se trabajó con tres sistemas compuestos de diferente manera según la calidad de agua presentada, el cual el B3 fue compuesto por un lecho de piedra caliza, de flujo horizontal que tuvo una descarga de agua con características de pH 6.53, Conductividad

1145, alcalinidad 72.86 mg/l, hierro 0.06 mg/l, manganeso 0.44 mg/l , aluminio 0.11mg/l , Sulfato 629 mg/l.

(D. Trumm y Watts, 2010) En su investigación “Results of small-scale passive system trials to treat acid mine drainage, West Coast Region, South Island, New Zealand”. Se evaluó tres sistemas a pequeña escala en diferentes lugares, para confirmar la selección del sistema apropiado. Se probaron sistemas de producción de reducción y alcalinidad (RAPS) en dos sitios de drenaje de minas ácidas en la Región de la Costa Oeste, Isla Sur, de Nueva Zelanda: la Mina Sullivan y la compañía de carbón Pike River. Una prueba de laboratorio que consiste en una columna de lixiviación de piedra caliza se llevó a cabo en el drenaje de la mina de ácido en la Mina Blackball, en la Región de la Costa Oeste.

Los tres sitios contienen drenajes ácidos de pH 2.9, 3.2, 3.1 y concentración de Fe 47 mg/L, 34 mg/L, 10.6 mg/L, aluminio 14 mg/L, 1.6 mg/L, 14.1 mg/L respectivamente y concentraciones manganeso de entre (0.35-0.51 mg/L), níquel (0.005-0.13 mg/L) y zinc (0.14-1.1 mg/L).

Para los RAPS se usó una tina de plástico de 1,3 m de largo por 0,56m de ancho y 0.59m de altura. Grava de piedra caliza de un espesor de 15 cm, cubierto por 13 cm de compost de hongos y 18 cm de agua. Para el tercer sistema consistió de una columna que tenía 79 cm de largo con un diámetro de 5,2 cm y un grifo cónico de 10 cm de longitud equipado con una llave de vidrio. La columna se llenó hasta 9 cm de la parte superior con piedra caliza con un tamaño de 5 a 20 mm de diámetro.

Los porcentajes de metales eliminados por el sistema productor de reducción y alcalinidad de Fe (97%), Al (100%) y Ni (66%); Fe (99%), Al (96%), Ni (95%) y Zn (99%); Fe (87%), Al (91%), Mn (21%) y Zn (68%).

(Ordóñez y Loredó, 2012) en su trabajo "A successive alkalinity producing system (SAPS) as operational unit in a hybrid passive treatment system for acid mine drainage" llevó a cabo pruebas a escala de laboratorio con el objetivo de evaluar el SAPS como una unidad operativa en el tratamiento pasivo, para ello se instaló un sistema a escala de laboratorio comprendido por un SAPS, cascada de oxidación y un wetlands, manejando un caudal constante de 7 ml/ min, con un tiempo de retención entre 3.5 días en los SAPS, 3 días en la cascada de oxidación y 10 días en el humedal, teniendo después de 30 días de experimento, una reducción de aproximadamente 65% de la acidez, 100% en aluminio, 27% en manganeso y 99,5% en hierro total, aunque el contenido de sulfato no se elimina pasando a través de los SAPS, se reduce en un 32% después de pasar por el humedal, el pH promedio obtenido para el efluente del SAPS fue de 7,1.

(Gandy, Davis, Orme, Potter, y Jarvis, 2016) en su investigación "Metal removal mechanisms in a short hydraulic residence time subsurface flow compost wetland for mine drainage treatment", experimentaron la remoción de zinc de aguas ácidas, en sistemas pilotos de humedales de flujo verticales, con una concentración media de Zn de 2,32 mg/l, una concentración media de sulfato de 134 mg/l y un pH medio de 7,74. El piloto estuvo conformado de una capa de piedra caliza de 40-50mm de diámetro a una altura de 200mm, sobre el cual el sustrato orgánico comprendido por compost BSI PAS 100 (45% v/v), astillas de madera (45% v/v) y lodo activado de una planta municipal de tratamiento de aguas residuales (10%), junto con una pequeña cantidad de grava de piedra caliza para ayudar permeabilidad a una altura de 400 mm. Teniendo una eficiencia media de eliminación de Zn del 67,5% de Zn total y 84,4% de Zn filtrado, donde la eficiencia de eliminación es la reducción porcentual en tiempo de residencia en el bajos de 7.5 a 14.5 horas.

2.2.2. Antecedentes Nacionales

(De la Cruz Carrasco, 2006) en su trabajo "Mitigación de drenaje ácido en minas subterráneas, aplicando fangos artificiales. Caso: mina Orcopampa." Se tuvo como objetivo disminuir el grado de contaminación del drenaje ácido que proviene de la bocamina Santiago y bocamina Tudela, para ello fue necesario la disminución de la acidez, la precipitación de los metales pesados, la eliminación de los sólidos en suspensión y la disminución de sulfato. Entre los componentes del fango (Wetlands) se encontraron una somera lámina de agua, substrato (materia orgánica), y componente vegetal.

Las especies más utilizadas y que han dado mejores resultados es el carrizo (*Thypha latifolia*) y la totora (*Juncos Lubricatus*).

El trabajo comprendió dos etapas, el primero hecho en laboratorio y el segundo implementado en el terreno por (Figueroa R., 2005).

Para los resultados de laboratorio se buscaron diferentes substratos en la zona en estudio, se formó 29 combinaciones de diferentes proporciones, se dejó macerar dos semanas, se agregó aguas ácidas a razón de 150 ml en cada botella. Luego del muestreo, se encontró 7 botellas con resultados satisfactorios, y más en la botella 6, ya que de un pH inicial 3,8 subió a un pH de 7,3; la reducción de sulfato de un inicial de 1332 mg/l a un final de 370 mg/l, con el substrato de la botella 6 se preparó un Biorreactor en el que se depositaron los siguientes componentes de, piedra clasificada de río, arena clasificada de río, substrato (estiércol de cordero, sedimento del parque ecológico, aserrín) por tres semanas teniendo como resultado el aumento del pH a 7.01, una reducción en mg/L de cobre, fierro, zinc y plomo.

Una vez diseñado y construido el wetlands a una mayor escala el agua ácida proveniente de la bocamina ingresan al fango como característica de pH 3.3., sólidos totales suspendidos 28,7 mg/l, cobre 4,8 mg/l, plomo 0,07 mg/l, zinc 9,64 mg/l y teniendo como salida un

agua de calidad de pH 6.45, sólidos totales suspendidos 15,3 mg/l, plomo 0,08 mg/l, zinc 9,3 mg/l.

Concluyendo que los fangos artificiales fueron un éxito, porque se logró disminuir la acidez, el contenido de los metales pesados, hasta obtener los niveles máximos permisibles fijados por el sector.

(Inga, 2011) en su tesis "tratamiento de efluentes por el método de pantanos artificiales (wetland)" se centró en el proyecto de la Mina COMARSA, el cual tuvo como objetivo aplicar el proceso de pantanos artificiales (Wetland) para el tratamiento de sus aguas ácidas, permitiendo mejorar su calidad a menor costo de tratamiento. Establecieron ensayos para determinar la granulometría del material de soporte, el cual fue de $\frac{3}{4}$ ", luego se procedió al análisis químicos para determinar el pH, metales pesados, conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$), potencial redox (mv), sólidos totales suspendidos (mg/l), temperatura ($^{\circ}\text{C}$), ion sulfato ($\text{SO}_4^{=}$), así mismo se evaluaron las características neutralizantes de los diferentes substratos como aserrín, tierra negra (tierra húmica- agrícola), guano (estiércol) y compost. Llegando a la conclusión que las celdas anaeróbicas (que contienen substratos orgánicos) del sistema Wetland remueven efectivamente metales pesados a partir de drenajes ácidos de mina, así mismo recomiendan que se haga un pretratamiento con cascadas de aireación con una poza de sedimentación para no saturar a los substratos.

(Lopez Gutierrez, 2011) en su trabajo "tratamiento anaeróbico de aguas acidas de mina con travertino y compost a escala de laboratorio" en cuyo objetivo fue realizar un tratamiento pasivo anaeróbico a una muestra sintética de agua ácida utilizando travertino y compost en base a estiércol bovino a nivel de laboratorio, considerando que los materiales de relleno propuesto son agentes reductores activos, como la materia orgánica denominado compost en

base a estiércol de bovino y la travertino como agente neutralizador de la acidez.

Para el estudio se diseña una columna a escala de laboratorio cuyo volumen es de un litro, en la parte inferior se rellena con grava de travertino y en la parte superior se complementa con el compost en base de estiércol bovino, y hace discurrir un flujo de agua ácida en forma descendente por la parte inferior se toma las muestras para analizar los parámetros pH, Eh y muestras para los análisis de contenidos metálicos.

Puesto en funcionamiento el sistema con un relleno del 90% del volumen con travertino, y 10% del volumen con compost en base a estiércol bovino por el cual se hizo discurrir un flujo de agua ácidas con un caudal de 1 ml/min se obtuvo en promedio un pH de 7,54 y un valor en promedio del Eh de 323 mV, este valor de pH permitió la precipitación del Fe y el Cu. El Eh también se reduce considerablemente pero siempre se mantiene en condiciones oxidantes ya que tenemos Eh mayor que cero. Desde un primer momento, la alcalinidad en todas las pruebas alcanza valores altos debido a la dilución del travertino y la elevación del pH a valores próximos a 7,5.

(Compañía minera Coimolache S.A, 2015) en el trabajo "Diseño de un wetlands Unidad Minera Tantahuatay, Compañía- Minera Coimolache S.A." tuvo como objetivo la aplicación del sistema de pantanos artificiales (Wetland), el cual mejoraría la calidad del efluente que provenga del drenaje ácido de mina, para que se adecue a las normas vigentes.

Teniendo como consideración el dimensionamiento para un caudal máximo del año, el diseño estructural. La dimensión del humedal fue de 1000m³ y se prepararon 8 celdas, se evaluó la acidez para establecer la cantidad de piedra caliza que requieren para poder neutralizar el agua ácida, por medio de cálculo establecieron un tiempo de retención que fue de 15 horas, así mismo se evaluó los

diferentes sustratos que podrían usar, como cobertura vegetal más agua estancada (10 cm); capa de turba (15 cm); materia orgánica fermentada (5 cm); capa de turba (30 cm), piedra caliza (tamaño máximo 2") (5 cm); arena gruesa (5 cm). Hoy en día se sigue trabajando para poder obtener datos, se espera que el humedal mejore la calidad de agua, para poder reinsertarla al ecosistema.

(Licapa Redolfo, 2015), en su investigación "Influencia del tiempo de retención y composición del sustrato en la remoción de hierro y cobre del drenaje ácido de mina en humedales artificiales", trata aguas con contenido de hierro de 107.46 mg/L. El sistema consistió un base de piedra caliza de 20 cm de espesor y sustrato orgánico de 30 cm y una lámina de agua de 30 cm, acompañado de rizomas de totora (*Scirpus californicus*), las cuales fueron evaluadas en condiciones batch, la influencia de variables tiempo de retención T_1 , T_2 , T_3 y T_4 de 12, 24, 36 y 48 h respectivamente y la composición de sustrato orgánico S_1 de 20% de estiércol pre descompuesto de vaca y 80% de musgos y aserrín, y S_2 80 % de estiércol pre descompuesto de vaca y 20 % de musgos y aserrín, obteniendo, sobre la remoción de hierro y cobre.

Dentro de sus resultados se comprueba que ambas composiciones S_1 y S_2 muestran efectividad en la remoción de hierro y cobre. Los porcentajes de remoción guardan relación directa con el tiempo de retención del DAM en cada uno de los sustratos, tanto para el hierro y cobre, a un tiempo de 48 horas de exposición del DAM a los sustratos S_1 y S_2 se ha logrado remover el 97.33% y 97.66% y 84.50% y 90.12% para ambos metales respectivamente.

(Aguilar Díaz y Aguilar Díaz, 2017), en su trabajo "Sistema piloto de fitorremediación para el tratamiento de aguas ácidas de los pasivos ambientales mineros de la quebrada Mesa de Plata-Hualgayoc-2017". Cuyo propósito fue desarrollar un sistema piloto de fitorremediación a partir de especies vegetales: *Typha spp* (Totora), *Cortaderia selloana*

(Pasto de pampas) y *Eichhornia crassipes* (Jacinto de agua) aplicada a la remoción de metales tóxicos para descontaminar el agua ácida de los pasivos ambientales mineros de la quebrada Mesa de Plata en la Provincia de Hualgayoc.

En este estudio se presentan la capacidad de absorción que tienen las especies vegetales para reducir la toxicidad de la carga contaminante del agua ácida de los pasivos ambientales mineros. La *Cortaderia selloana* presenta una acumulación de 452.1mg/Kg Al, 5.62 mg/Kg As, 2.41mg/Kg Ba, 1217.6 mg/Kg Ca, 0.14mg/Kg Cr, 547.4mg/Kg Fe, 235.1 mg/Kg Mn, 0.13 mg/Kg Mo, 10.58 mg/Kg Na, 25.18 mg/Kg Pb, 0.7mg/Kg Sb, 8.48 mg/Kg Sr, 2.55 mg/Kg Ti, 1.36 mg/Kg V y 134.48 mg/Kg Zn; mientras que la *Typha* spp presenta una acumulación de 1.76 mg/Kg As, 1057.7 mg/Kg Ca, 285 mg/Kg P, 0.32 mg/Kg Pb, 37.12 mg/Kg Sn, 9.01 mg/Kg Sr y 119.85 mg/Kg Zn y el *Eichhornia crassipes* 0.41 mg/Kg As, 4206.2 mg/Kg Ca, 6.66 mg/Kg Cu, 20.7 mg/Kg Fe, 2974 mg/Kg K, 397.9 mg/Kg Mn, 2.62 mg/Kg Sn, 1.66 mg/Kg Tl y 734.65 mg/Kg Zn; indicando que la *Cortaderia selloana* es la especie que asimila mejor los metales tóxicos durante 19 días de tratamiento del agua ácida con flujo continuo.

Se logró reducir la concentración en un 97% de Aluminio, 100 % de Arsénico, 81 % de Cadmio, 100% de Cobre, 100% Cromo Total, 99% de Hierro, 71% de Manganeso, 29% de Sodio, 83% de Níquel, 99% Plomo, 38% de Sílice, 78% de Talio, 77% de Vanadio y 56% de Zinc con un tiempo de residencia hidráulica equivalente a 2 días y elevándose un pH en el orden de 4.79 a 7.16 demostrando que estas concentraciones están por debajo de los estándares de calidad ambiental (ECA) para aguas - categoría 3.

2.3. Bases Teóricas

2.3.1. *La minería en el Perú*

La minería, formó parte de las actividades desde la época del Tahuantinsuyo, en el Imperio Incaico. Luego, con la conquista de los españoles, liderada por Pizarro en 1535 y el establecimiento de colonias a lo largo del territorio, se expuso a los ojos del mundo las riquezas y abundancia de los minerales dentro del territorio peruano.

En ese entonces, se tenían otros métodos de extracción, como es el caso del oro y la plata que eran extraídos por reducción directa (fundición) de minerales excepcionalmente ricos, pero principalmente por amalgamación con mercurio. (Graza Evaristo, 2015).

Desde aquella época hasta el presente, la minería sigue siendo una de las principales actividades económicas del país y en la actualidad es uno de los principales productores mundiales de metales básicos no ferrosos (cobre, zinc, plomo y estaño) y de los metales preciosos (oro y plata). Y representa un área muy atractiva para potenciales inversiones dadas sus perspectivas de elevado crecimiento a lo largo de los años (Graza Evaristo, 2015; LarrainVial, 2008; Vera Arela, 2017).

La riqueza minera en el país es amplia y abundante, entre nuestros principales productos mineros. Por el volumen de producción, encontramos principalmente el cobre, el oro, la plata, el zinc, el plomo y el hierro.

Para el año 2015 el Perú ocupó el 1^{er} lugar en volumen de producción de oro a nivel de América Latina y 6^{to} lugar a nivel mundial; el 2^o lugar en producción de cobre a nivel de América Latina y 3^{er} lugar a nivel mundial (Vera Arela, 2017).

Tabla 1: Posición del Perú en el ranking mundial de producción minera

PRODUCTO	LATINOAMERICA	MUNDO
Zinc	1	3
Estaño	1	4
Plomo	1	4
Oro	1	6
Cobre	2	3
Plata	2	2
Molibdeno	2	4
Selenio	1	8
Cadmio	2	8
Roca Fosfórica	2	8

Fuente: (Vera Arela, 2017)

El país es uno de los principales receptores del presupuesto mundial de exploración minera. Entre los años 2004 y 2011, Perú captó en promedio 3% del presupuesto de exploración mundial. En los últimos 7 años, la inversión en exploración en el país creció a una tasa promedio anual de 51% (LarrainVial, 2008).

Tabla 2: Principales empresas mineras extranjeras en el Perú

Compañía Minera	Pais	Principales operaciones y proyectos en Perú
BHP Billiton LTD/PLC 	Australia / Reino Unido	Antamina (polimetálica)
Rio Tinto LTD / PLC 	Australia / Reino Unido	Proyecto La Granja (cobre)
Vale S.A. 	Brasil	MVM Resources International (fosfatos)
Anglo American PLC 	Reino Unido	Proyectos Michiquillay (cobre) y Quellaveco (cobre)
Barrick Gold CRP 	Canadá	Pierina (oro) y Lagunas Norte (oro)
Xstrata PLC 	Suiza	Antamina (polimetálica), Tintaya (cobre); proyectos Antapaccay (cobre) y Las Bambas (cobre)
Glencore Int PLC 	Suiza	Iscaycruz (zinc) y Yauliyacu (polimetálica)
Freeport-Mcmoran 	EE.UU.	Cerro Verde (cobre)
Southern Copper Corporation 	México	Toquepala (cobre), Cuajone (cobre), Fundición & Refinería (cobre); proyectos Tía María (cobre) y Los Chancas (cobre), etc
Newmont Mining 	EE.UU.	Yanacocha (oro); proyectos Minas Conga (cobre y oro) y Chanquicocha (oro)

Fuente: (LarrainVial, 2008)

La fuente primaria de recursos minerales se encuentra en los andes peruanos (sierra), en la cordillera de los andes que se ubica a lo largo del territorio nacional, por una amplia variedad geológica. La producción peruana de minerales se desarrolla según los recursos mineros (LarrainVial, 2008). Y solo en 1.1% del territorio nacional (128 millones de hectáreas), se ha desarrollado la producción y exploración minera.

En la sierra norte alberga depósitos de oro y cobre-oro, la sierra central presenta, principalmente, yacimientos polimetálicos (zinc-plomo-plata). La costa y sierra del centro sur presenta depósitos de hierro-cobre (LarrainVial, 2008).

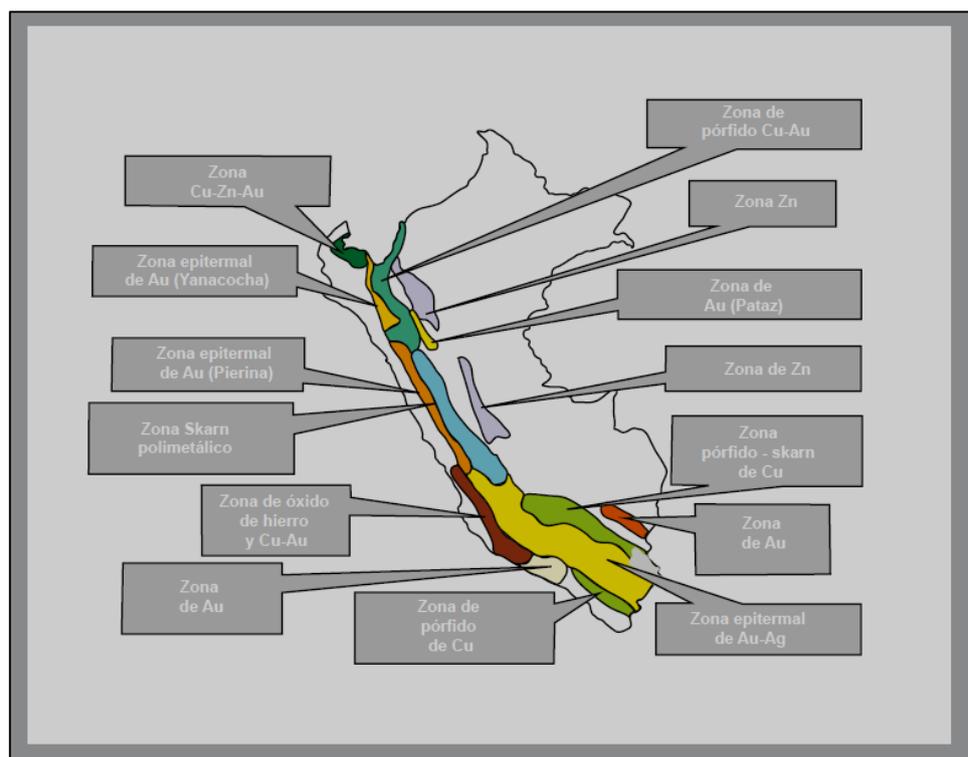


Figura 2: Mapa geológico del Perú.

Fuente: (LarrainVial, 2008)

La producción peruana de minerales se desarrolla según los recursos y reservas mineras (LarrainVial, 2008).

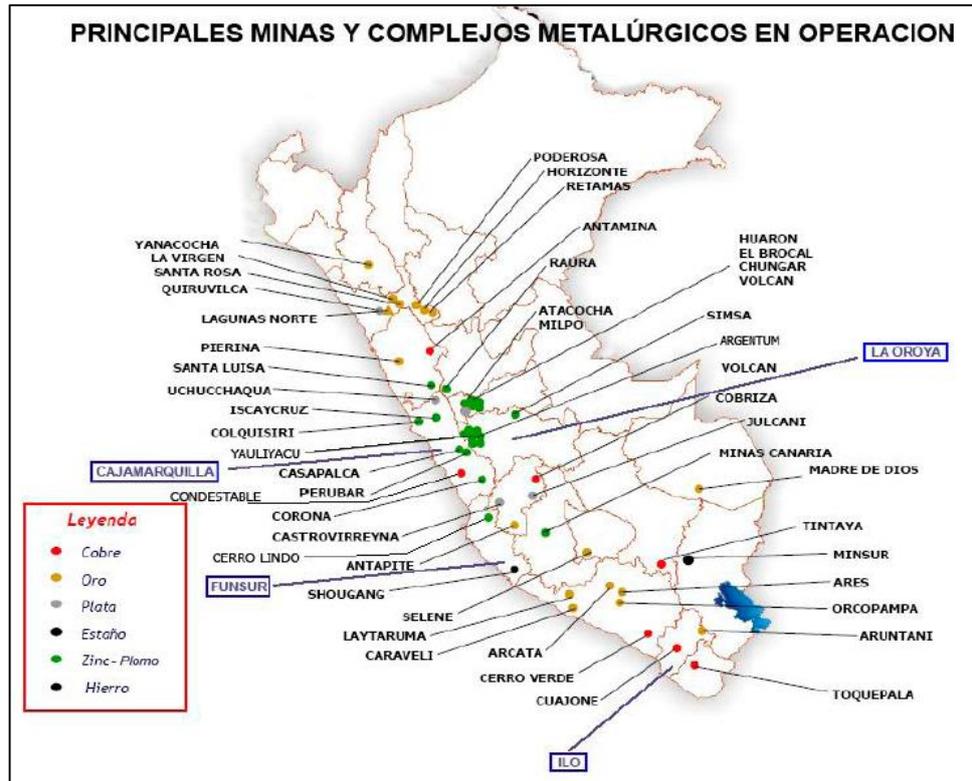


Figura 3: Mapa de las principales minas y complejos metalúrgicos en el Perú

Fuente: (LarrainVial, 2008)

La minería en Pasco no es ajena al crecimiento minero, se considera como un departamento eminentemente minera, en su territorio cuenta con recursos mineros metálicos como: oro, plata, cobre, plomo, zinc (Chaupimarca, Huayllay, Tinyahuarco, Simón Bolívar, Yarusyacan, Yanacancha); minería artesanal (Huachón y Paucartambo); no metálicos: mármol, onix, sílice, carbón de piedra, arcilla, agregados de construcción (Huariaca, Ninacaca, Sacra Familia) (Berrospi Feliciano y Carbajal Shiraishi, 2007), que sustenta la economía local, producto del canon minero y las regalías generadas, fomentan el empleo de los pobladores de los centros poblados aledaños.

En contraparte de los impactos positivos, tenemos los impactos negativos generados, que afectan los recursos naturales, la salud pública local (Bravo Alarcón, 2012). Entre ellos la contaminación de los cuerpos de aguas, a causa de las infiltraciones ácido, generada

por la inadecuada disposición de los componentes mineros como los relaves, desmontes y tajos. Así como otros efectos negativos como en la pérdida de la biodiversidad y los ecosistemas (Corzo Remigio, 2015).

2.3.2. Pasivos ambientales mineros en el Perú (PAM)

Los pasivos ambientales mineros son instalaciones, efluentes, emisiones, restos o depósitos de residuos producidos por operaciones mineras, abandonadas o inactivas que a la fecha de vigencia de la Ley constituyen un riesgo permanente y potencial para la salud de la población, el ecosistema circundante y la propiedad (Ministerio de energía y minas, 2005).

El Ministerio de Energía y Minas, a través de la Dirección General de Minería (DGM), realiza el inventario de pasivos ambientales mineros, identifica a los responsables de pasivos ambientales mineros abandonados e inactivos, fiscaliza y aplica sanciones, siendo uno de factores principales que complica el manejo, ya que el establecer la responsabilidad es prolongada, considerando que los costos de la remediación de pasivos ambientales mineros son elevados (Cuba Sichler, 2018; Rashta López, 2013).

El inventario se va actualizando constantemente (Rashta López, 2013). En todo el país se tenía registrados 6847 pasivos ambientales mineros hasta el 2015, recorriendo solo 13 de 65 cuencas en las que hay actividad minera, para el año 2018 siguiendo el programa de actualización de pasivos ambientales mineros, comprendiendo las cuencas hidrográficas de Rímac, Lurín, Huarmey, Pativilca y Huaura se tiene registrados 8794 pasivos ambientales mineros (Cuba Sichler, 2018; Graza Evaristo, 2015).

Los departamentos con mayores cantidades de PAM en el territorio peruano son Ancash (1378), Cajamarca (1156),

Huancavelica (889), Lima (703), Puno (1140), Junín (687), Pasco (645), Arequipa (408), La Libertad (398) Huánuco (322) y Cusco (304) (Graza Evaristo, 2015; Ministerio de energía y minas, 2018).

Lo que resulta preocupante ya que cada año aumentan y, sobre todo, el porcentaje de PAM en tratamiento es largamente insuficiente.

El MINEM a través de la Dirección General de Asuntos Ambientales Mineros (DGAAM), evalúa y aprueba los planes de cierre de pasivos ambientales mineros y sus posteriores modificaciones (Rashta López, 2013).

Según la actualización existen solo 2,071 PAM, en tratamiento. De ellos, 1,309 cuentan con un Instrumento de Gestión Ambiental (IGA) aprobado; 91 están en reaprovechamiento y 671 están en fase de remediación.

Es el caso de la ex mina de carbón Goyllarisquizga, que en la actualidad se encuentra en la etapa de post cierre, a cargo de la empresa Activos Mineros SAC, empresa estatal de derecho privado que tiene como misión la remediación de los pasivos ambientales mineros en departamentos como Cajamarca, Ancash, Pasco, Junín, Lima, Huancavelica, Ica y Puno.

Los efluentes generados por los PAM causa impactos negativos, ya que tiene una composición perjudicial para todo el ecosistema, siendo los principales grupos de riesgo la población local, aldeaña y trabajadores de la zona, también se ve afectada en su actividad agrícola y ganadera a causa de la contaminación de las agua que usan para riego o de bebida para su ganado, causando grave daños económicos, sociales y ambientales (Graza Evaristo, 2015).

2.3.1. El hierro

El hierro es un elemento químico de número atómico 26 situado en el grupo 8, periodo 4 de la tabla periódica de los elementos. Su símbolo es Fe y tiene una masa atómica de 55.845g/mol (Valencia Espinoza, 2011).

Es el cuarto elemento más abundante en la corteza terrestre, representando un 5%, entre los metales sólo el aluminio es más abundante. Tiene un color negro lustroso o gris azulado, dúctil, maleable, tenaz, es extremadamente duro y pesado, además se oxida al contacto con el aire.

En corrientes naturales de agua en concentraciones que varían de 0,5 a 50 mg/L el incremento de su concentración se debe al pH, en aguas ácidas su concentración es variable y se encuentra como sulfato y más abundante como óxido. No presenta problemas graves de toxicología pero en concentraciones superiores a 0,3 mg/L le imparte un color amarillento y a partir de 1 mg/L le da un sabor amargo astringente (Aliaga Zagarra, 2017; Valencia Espinoza, 2011).

El hierro total puede encontrarse como:

- Hierro en suspensión → En estado férrico principalmente.
- Hierro disuelto → Hierro en estado férrico solubilizado.

→ Hierro en estado ferroso.

Dependiendo del valor de pH y de la concentración de oxígeno, el hierro puede estar presente bajo la forma férrica y ferrosa. A pH neutro y en presencia de oxígeno, el hierro ferroso soluble (Fe^{2+}) es oxidado a hierro férrico (Fe^{3+}), el mismo que rápidamente es hidrolizado bajo la forma de un precipitado insoluble como hidróxido férrico $\text{Fe}(\text{OH})_3$. A valores de pH por debajo de 6.0, la tasa de oxidación del hierro ferroso hacia hierro férrico es extremadamente lenta (Valencia Espinoza, 2011).

El estándar de calidad ambiental de agua (ECA), establecido para aguas de clase 3, es 1 mg/L para bebida de animales y 1 mg/L para riego de vegetales. Ministerio del Ambiente, Decreto supremo 002-2008-MINAM.

2.3.2. Drenaje ácido

El drenaje ácido de rocas (DAR) es el resultado del proceso natural de meteorización, por las condiciones atmosféricas de minerales sulfurados presentes, predominantemente por la oxidación de la pirita. Ya sea a través de procesos geológicos o de actividades antropogénicas que involucran remoción de material y su exposición, siendo para este último el resultado de generación de ácido denominado drenaje ácido de minas (DAM) (Aduvire, 2006; Bahamóndez Honores, 2012; Fashola, Ngole-Jeme, y Babalola, 2015; Graza Evaristo, 2015; Jarvis, 2000; Sanchez Rial y Ferreira Centeno, 2016; Tsukamoto, Killion, y Miller, 2004).

Los drenaje ácido presentan un pH comprendido entre dos y cuatro, con concentraciones elevadas de hierro y una variedad de otras especies de metales disueltos como Al, Mn, Zn, Cu, Pb, etc. (Aduvire, 2006; Cervantes, 2014; Cravotta Charles A. y Watzlaf, 2002; Fashola et al., 2015; Hurtado Angel y Soto Arbieta, 2006; Rosas Blas y Carranza Urbina, 2015; Salazar Giraldo, Hernández Angel, y Arango Ruiz, 2012; Sen y Johnson, 1999; Tsukamoto et al., 2004; Zipper et al., 2011)

La generación se da por la disolución de minerales sulfurosos expuestos al oxígeno, agua y catalizado por microorganismos (Cervantes, 2014; Hiibel et al., 2011; Sheoran, Sheoran, y Choudhary, 2010; Strosnider y Nairn, 2010), que involucra procesos de oxidación tanto químico como biológico y fenómenos físico-químicos (Mihaela et al., 2011; Sen y Johnson, 1999; D. A. Trumm, Watts, y Gunn, 2006;

Villanueva Alvarez y Sánchez Pinto, 2013), por medio de los cuales la pirita (FeS_2) y otros sulfuros metálicos como la pirrotita, Marcasita, Galena, Esfalerita, Calcosita, etc., pueden ser transformados a sulfatos e hidróxidos metálicos. (Akçil, Erust, Ozdemiroglu, Fonti, y Beolchini, 2015; Salazar Giraldo et al., 2012).

De manera que la generación del drenaje ácido es un proceso que ocurre de manera lenta “naturalmente” por lo que los cuerpos de agua receptores son capaces de amortiguar (efecto de tamponamiento) el ácido generado (Taija, 2016), pero la minería metálica y de carbón, a causa de la extracción y tratamiento de minerales puede promover su aceleración en la generación, debido al incremento de las cantidades expuestas de minerales como el caso de tajos abiertos, relaveras, túneles subterráneos, pozos, material de desmonte, que incorporen sulfuros (Corzo Remigio, 2015; Costello, 2003; Johnson y Hallberg, 2005; Sen y Johnson, 1999; J. Taylor, Guthrie, Murphy, y Waters, 2006), sumado a los procesos bacterianos aceleran el proceso a través de la oxidación microbológica, ya que dichas bacterias catalizan la solubilización de los sulfuros por la regeneración de Fe^{3+} , y la oxidación de los productos de disolución como fuente de energía. (Jarvis, 2000; Salazar Giraldo et al., 2012).

Los componentes principales para la generación de los drenajes ácidos son los sulfuros, el agua o atmósfera húmeda y el oxígeno (Cervantes, 2014; Jarvis, 2000; Peláez Morales, Prada Fonseca, Caicedo Pineda, Moreno Herrera, y Márquez Godoy, 2013; Taija, 2016); sin embargo, en la mayoría de los casos las bacterias acidófilas como las *Acidithiobacillus ferrooxidans*, *Acidithiobacillus thiooxidans*, promueven su aceleración (Fashola et al., 2015; Jarvis, 2000; Salazar Giraldo et al., 2012; Sanchez Rial y Ferreira Centeno, 2016; Zagury, Neculita, y Bussièrre, 2005), los cuales acompañados de condiciones favorables se va a promover su velocidad y el impacto generado.



Figura 4: Principio de la generación del drenaje ácido.

Fuente: Colquirrumi, 2005

Tabla 3: Concentración de contaminantes típicos en aguas ácidas de mina

Parámetros	Concentración (mg/L)
pH	2.1 -6.9
Sulfatos	20 – 4000
Aluminio	18 – 100
Arsénico	<0.001 -7
Cadmio	<0.01 – 3
Hierro	0.5 – 700
Plomo	<0.01 – 0.5
Manganeso	1.0 – 120

Fuente: (Licapa Redolfo, 2015)

2.3.2.1. Factores que influyen la generación de drenaje ácido

Factores Primarios

Principalmente influyen en la formación y velocidad de oxidación de los minerales sulfurados, determinan la cantidad de ácido que se puede generar en un ambiente determinado (Acevedo Luyo, 2015; Peláez Morales et al., 2013; Rosas Blas y Carranza Urbina, 2015; Taija, 2016; Zagury et al., 2005), entre ellos encontramos:

- Disponibilidad de minerales sulfurados.
- Disponibilidad de agua para la oxidación de minerales sulfurados (transporte de masa y reacciones químicas y biológicas).

- Disponibilidad de oxígeno (oxidación, aceptor de electrones).
- Características físicas del material (granulometría, alteración).
- Ubicación del mineral sulfurado (altura, temperatura ambiental, viento, presión, etc.).
- Eh - pH, Temperatura.
- Equilibrio del hierro férrico/ferrosos Fe^{3+}/Fe^{2+} .
- La oxidación e hidrólisis del hierro disuelto y otros metales.
- Actividad microbológica de las aguas.

Tabla 4: Ejemplo de minerales sulfurados

Metal sulfurado	Fórmula química
Pirita	FeS_2
Marcasita	FeS_2
Pirrotita	$Fe_{1-x}S$
Calcosita	Cu_2S
Covelita	CuS
Calcopirita	$CuFeS_2$
Bornita	Cu_5FeS_4
Molibdenita	MoS_2
Millerita	NiS
Galena	PbS
Esfalerita	ZnS
Arsenopirita	$FeAsS$

Fuente: (Corzo Remigio, 2015)



Figura 5: Mineral sulfurado (Pirita)

Fuente: (Tajja, 2016)

La velocidad de reacción, varía entre los minerales sulfurados como es el caso de (Corzo Remigio, 2015):

Marcasita > pirrotita > esfalerita, galena > pirita, arsenopirita > calcopirita > magnetita

Factores secundarios

Factores secundarios que influyen en la acidez final generada, determinan la cantidad de ácido que puede ser neutralizada naturalmente en un ambiente determinado, lo cual se debe a (Acevedo Luyo, 2015):

- Presencia de minerales con capacidad neutralizante de acidez: carbonates, hidróxidos, silicatos, aluminosilicatos (mica y minerales de arcilla).
- Alcalinidad de los residuos mineros.

Factores terciarios

Factores terciarios que influyen en el impacto, determinan la velocidad con la cual se pueden producir la generación y el transporte de las soluciones ácidas a través de los ecosistemas (Acevedo Luyo, 2015):

- Régimen climático: lluvia o nieve, temperatura.
- Naturaleza física material: área expuesta del material, tamaño de partícula, dureza, permeabilidad.
- Química de las aguas receptoras: alcalinidad, dureza, contenido de materia orgánica disuelta.

2.3.2.2. Mecanismos y etapas de formación del drenaje ácido

El pH del microambiente disminuye en el tiempo como consecuencia de la oxidación de los minerales sulfurados expuestos a oxígeno o hierro férrico. A medida que el pH disminuye por las

reacciones de oxidación, se desarrollan distintas reacciones de neutralización por parte de los minerales consumidores de ácido (neutralizantes) (Acevedo Luyo, 2015; Bahamóndez Honores, 2012; Moreno Jerez y Jimenez Jaime, 2012)

En sistemas naturales inalterados, estas etapas de oxidación y generación de drenaje ácido se produce a velocidades lentas durante períodos de tiempo geológicos (Palma Huillca, 2018).

Etapas I

La primera etapa puede tener periodos prolongados, años. Los minerales sulfurados son oxidados químicamente por el oxígeno presente en el aire. Los procesos se desarrollan en un rango de pH (5-7) de suelos y agua. Como resultado se genera sulfatos y hierro ferroso y acidez, los metales liberados por el desgaste de minerales generalmente precipitan y están relativamente inmóviles, debido a que los minerales alcalinos como la calcita (CaCO_3) presentes en la matriz de la roca neutralizan la acidez del medio, causando la oxidación y precipitación del hierro como óxido o hidróxido. Cuando los carbonatos, silicatos y otros minerales alcalinos presentes en la matriz dejan de estar disponibles o se encapsulan por el recubrimiento de precipitados, el pH de la solución comienza a disminuir gradualmente. Si la generación de acidez en el tiempo continúa mayor a la capacidad del mineral para neutralizar (efecto tampón), el pH continuará acidificándose hasta alcanzar las etapas II y III, de la generación del drenaje ácido (Acevedo Luyo, 2015; Aduvire, 2006; Bahamóndez Honores, 2012; Moreno Jerez y Jimenez Jaime, 2012).

Etapa II

El pH del microambiente ha disminuido hasta valores inferiores a 4.5 und., por lo que ocurren reacciones de oxidaciones tanto químicas como biológicas, por distintos microorganismos acidófilos, aumentando la velocidad de generación de ácido. Si la oxidación continúa hasta que se haya agotado todo el potencial de neutralización, se presentarán valores de pH por debajo de 3.5. Existen concentraciones elevadas de sulfato y hierro ferroso y pese a la acidez relativamente alta, las concentraciones de metales en la solución pueden ser bajas (Acevedo Luyo, 2015; Aduvire, 2006; Bahamóndez Honores, 2012; Moreno Jerez y Jimenez Jaime, 2012).

Etapa III

En esta etapa el pH circundante a los minerales es menor, y las reacciones de oxidación de los minerales sulfurados catalizadas por bacterias aumentan siendo esta predominante. La velocidad de oxidación es mayor en comparación de las primeras etapas, ya que las bacterias oxidantes del hierro al estar en condiciones ácidas tienen un amplio rango en la velocidad pudiendo ser 106 veces más rápida que la oxidación química.

En esta etapa el hierro ferroso, que se oxida biológicamente a hierro férrico, se convierte en el oxidante dominante, reemplazando al oxígeno y el drenaje se vuelve aún más ácido producto de la oxidación de sulfuros metálicos (ZnS, PbS, etc.), con una mayor concentración de metales disueltos. (Acevedo Luyo, 2015; Aduvire, 2006; Bahamóndez Honores, 2012; Moreno Jerez y Jimenez Jaime, 2012).

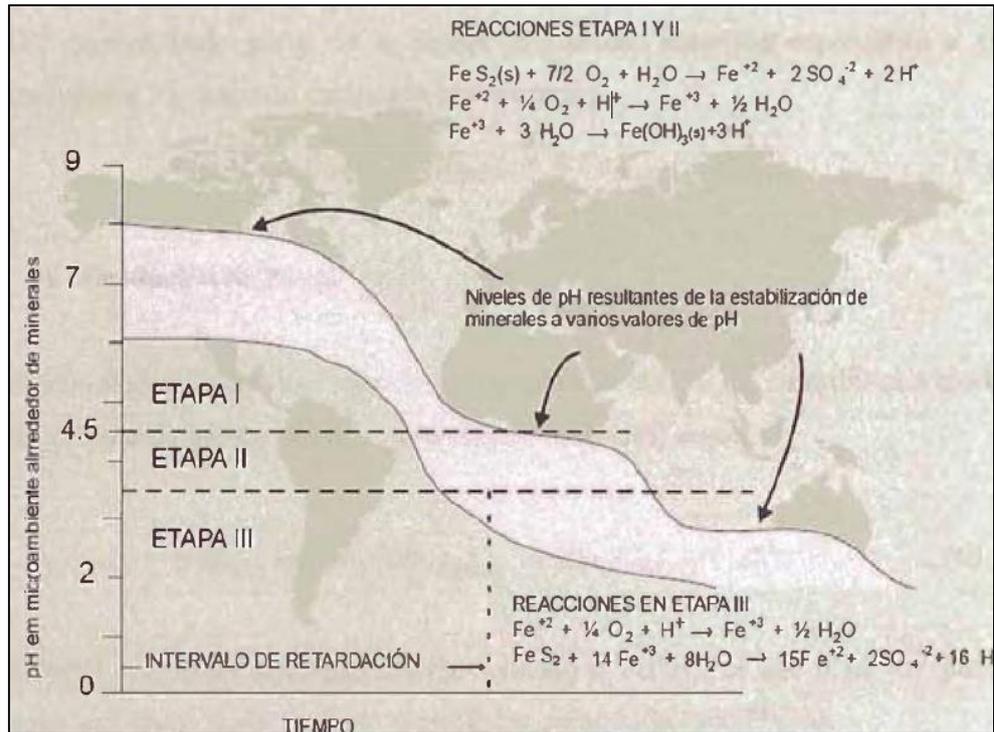


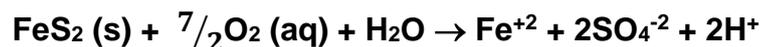
Figura 6: Etapas de generación de drenaje ácido.

Fuente: (Ferguson, 1987)

2.3.2.3. Reacciones involucradas en el ciclo del drenaje ácido

Reacción de oxidación y generación de ácido

(1), **Oxidación del sulfuro de hierro** FeS_2 para formar SO_4^{-2} y Fe^{+2} por el O_2 como agente oxidante o por bacterias *Acidithiobacillus*. Reacción ácida (generadora de H^+) que ira asociado con la disminución de pH y el aumento de solidos disueltos (Aduvire, 2006; Costello, 2003; Fashola et al., 2015; Nina Chambe, 2008; Salazar Giraldo et al., 2012; Zipper et al., 2011).



(2), **Oxidación del hierro ferroso** Fe^{+2} a hierro ferrico Fe^{+3} mediada por el O_2 como agente oxidante y potencializado por bacterias *Acidithiobacillus*. Se produce cuando el suficiente oxígeno

se disuelve en el agua o cuando el agua se expone al oxígeno atmosférico suficientemente. Reacción básica (consumidora de H⁺) (Aduvire, 2006; Costello, 2003; Fashola et al., 2015; Jarvis, 2000; Salazar Giraldo et al., 2012; Zipper et al., 2011).



(3), **Hidrolisis del hierro férrico** Fe⁺³ para formar Fe(OH)₃. Se consume parte de la acidez, sin embargo, el escenario está preparado para una mayor liberación de iones de hidrógeno que superará estos beneficios. El hierro férrico puede precipitar como ocre (Fe (OH)₃, el precipitado rojo anaranjado que se observa en las aguas afectadas por el drenaje ácido de la mina) o puede reaccionar directamente con la pirita para producir más hierro ferroso y acidez. Reacción acida (generadora de H⁺) (Aduvire, 2006; Costello, 2003; Fashola et al., 2015; Jarvis, 2000; Salazar Giraldo et al., 2012; Zipper et al., 2011).



(4), Oxidación de los iones férricos (Fe⁺³) para formar SO₄⁻² y Fe⁺² los iones férricos que no precipitaron serán mediadores como agente oxidante, siguiendo con el ciclo. Reacción acida (generadora de H⁺) (Aduvire, 2006; Costello, 2003; Fashola et al., 2015; Jarvis, 2000; Salazar Giraldo et al., 2012; Zipper et al., 2011).



Considerando las siguientes reacciones las velocidades de oxidación cuando la pirita se oxida en presencia del Fe⁺³ es mucho mayor que en presencia del O₂, la relación de 1 mol de pirita oxidada

nos genera 16 moles y dos moles respectivamente, por lo que el proceso de transición en la oxidación de Fe^{+2} a Fe^{+3} es el paso determinante de la velocidad de formación de los drenajes ácidos de mina (Palma Huillca, 2018; Taija, 2016)

La reacción final teniendo como agente oxidante al oxígeno y al ion férrico, la oxidación de la pirita, sería (Aduvire, 2006; Palma Huillca, 2018):

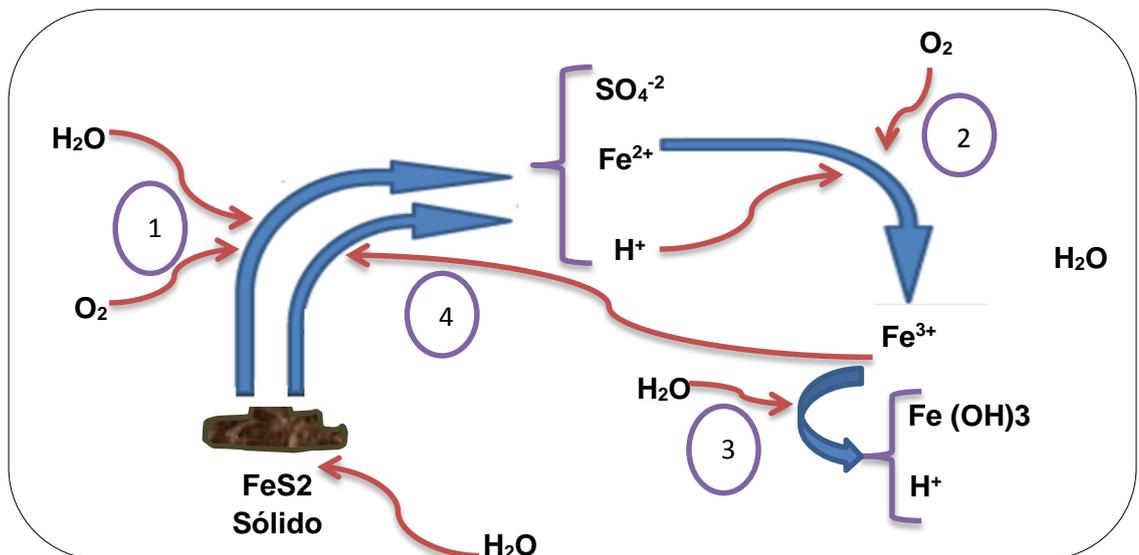
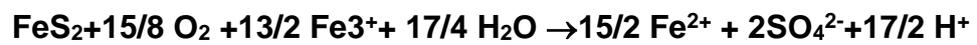
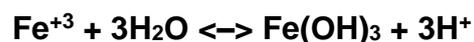


Figura 7: Esquema simplificado de la química de drenaje ácido.
Fuente: Elaboración propia

Otras fuentes mínimas generadoras de acidez, se da cuando ciertos metales forman precipitados (Costello, 2003).



Reacciones de neutralización o tamponamiento

Dentro de la matriz de la roca pueden estar acompañados de minerales generadores de acidez y minerales consumidores de acidez. Una vez expuestos los minerales a la meteorización, los minerales sulfurados se oxidarán generando condiciones ácidas, mientras los minerales alcalinos o consumidores de acidez reaccionarán neutralizando el ambiente, los cuales constan en carbonatos, hidróxidos y silicatos (Acevedo Luyo, 2015; Bahamóndez Honores, 2012; Cervantes, 2014; Jarvis, 2000).

- Carbonatos: Calcita (CaCO_3), Dolomita (Ca,MgCO), Magnesita (MgCO.i), Malaquita $\text{Cu}_2(\text{CO}_3)(\text{OH})_2$, Cerussita (PbCO_3).
- Hidróxidos: Gibbsita ($\text{Al}(\text{OH})_3$), Ferrihidrita ($\text{Fe}(\text{OH})_3$).
- Aluminosilicatos: Biotita, k-feldespato, Muscovita (Componentes de neutralización lenta)

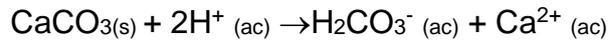
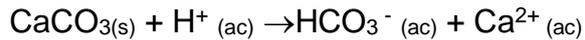
Tabla 5: Minerales de amortiguamiento

Mineral	Rango de amortiguación (pH)
Carbonatos	5.1-6.9
Hidróxidos	1.7-4.3
Aluminosilicatos	0.5-1.7

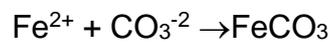
Fuente: (Cervantes, 2014)

Los minerales consumidores que neutralizan de manera más efectiva son aquellos que contienen carbonato de calcio (CaCO_3) (Acevedo Luyo, 2015; Bahamóndez Honores, 2012; Cervantes, 2014).

La calcita (CaCO_3), consume ácido a través del consumo de protones que tiene como resultado la dilución del mineral y la formación de los iones correspondientes como el bicarbonato (HCO_3^-) o ácido carbónico (H_2CO_3), mediante las siguientes reacciones (Cravotta Charles A. y Watzlaf, 2002; Palma Huillca, 2018; Patrón Prado, 2012):

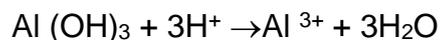


La calcita es un mineral carbonatado abundante en los yacimientos mineralizados. Generalmente, es el más reactivo de los minerales consumidores de ácido y, a diferencia de la mayoría de éstos, tiende a reaccionar más a temperaturas más bajas. Producto de la reacción, se libera bicarbonato y carbonato, a través de la disolución de la calcita puede resultar la formación de minerales carbonatados secundarios, siderita (FeCO_3), mediante:



La siderita también puede estar presente como mineral principal en la roca. Siendo menos reactivo (soluble) que la calcita, tendiendo a amortiguar el pH en el rango de 4.5 a 6.0, en comparación con la calcita que tiende a neutralizar soluciones llevándolas hasta un pH entre 6.0 y 8.0.

Los Hidróxidos son los siguientes minerales que proporcionan alcalinidad, luego del consumo de los minerales carbonatados, los cuales consumen acidez mediante la formación de un ion libre más agua, por ejemplo, para $\text{Al}(\text{OH})_3$, cumplen con la siguiente reacción:

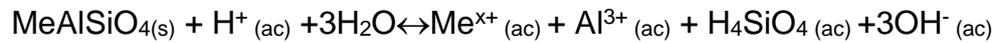


Los silicatos también forman parte de los minerales consumidores de ácido y esto lo hacen por medio de reacciones químicas al consumir los iones hidrógeno en dos formas:

La primera forma se llama intemperismo congruente que incluye la disolución completa del silicato y la producción sólo en forma soluble de los componentes.



La segunda forma de neutralización se llama intemperismo incongruente y es el más común, el silicato se altera en otra fase.



(Me=Ca, Na, K, Mg, Mn y Fe)

El intemperismo químico de los silicatos resulta del consumo de los iones hidrogeno, la producción de cationes disueltos y ácido silicio además de la formación de minerales secundarios (Cervantes, 2014).

2.3.2.4. Impactos ambientales de los drenajes ácidos

Los ecosistemas son espacios estructurados formados por componentes físicos, químicos y biológicos que interactúan entre sí y funcionan en equilibrio. Producto de actividades como el caso de la minería, rompe el equilibrio poniendo en peligro su funcionamiento y sostenibilidad (Palma Huillca, 2018).

La generación, liberación, movilización y atenuación del drenaje ácido en los diversos ecosistemas, que implican procesos complejos gobernados por una combinación de factores físicos, químicos y biológicos (Corzo Remigio, 2015), altera el equilibrio.

En la actualidad la agencia de protección ambiental considera a los DAR y DAM una de las formas más extendidas de la contaminación de aguas superficiales y subterránea producto de la actividad minera en todo el mundo (Das et al., 2009; Sen y Johnson, 1999; Smyntek et al., 2017; Vasquez et al., 2018; Zipper et al., 2011), asociado con las operaciones mineras tanto en funcionamiento como en abandono (Bahamóndez Honores, 2012; Pyramid Consortium, 2003; Villanueva Alvarez y Sánchez Pinto, 2013; Whitehead y Prior, 2005). Siendo más perjudicial cuando se encuentran en estado de abandono (PAM) por la inacción de minimizar o tratar los drenajes producidos, existen

alrededor de 611 minas inactivas en el Perú, considerando que contaminación puede continuar durante décadas e incluso siglos después del cese de la actividad minera (Sthuhlberg, Peck, Tremblay, y Davé, 2007).

Los lechos de los ríos, riachuelos u océanos que son impactados por el drenaje ácido se caracterizan por su coloración amarillo-naranja, con sedimentos recubiertos por depósitos ferruginosos ('ocre') (Das et al., 2009), que son altamente perjudiciales para la fauna bentónica, ya que al alimentarse de los detritus en los lechos se ven afectados por estas sustancias, y pueden desaparecer o bioacumularlas. Y considerando que estos organismos están en la base de la cadena trófica acuática, por lo que el impacto se manifiesta en los consumidores, específicamente, los peces y se magnifica a través de la cadena trófica (Corzo Remigio, 2015; Smyntek et al., 2017).

Además, la acidez contribuye al deterioro severo de la calidad del agua a través de la elevada concentración de soluciones de metales pesados. Esta combinación de factores puede producir efectos tóxicos considerables en la vida acuática y a la disponibilidad del agua (Nina Chambe, 2008; Palma Huillca, 2018; Salazar Giraldo et al., 2012; Sánchez-T, Garza-González, Almaguer-Cantú, Sáenz-Tavera, y Liñán-Montes, 2008; Sen y Johnson, 1999).

Son numerosos los problemas ambientales generados siendo los más importantes:

- Asfixia de organismos bentónicos por precipitación de oxihidróxidos de ion férrico.
- Daño en ecosistemas y organismos por toxicidad asociada a la acidez de las aguas, salinidad y concentraciones elevadas de metales solubles que son ingeridos por plantas y animales acuáticos.
- Estrés en el ecosistema por los bajos valores de pH.

(Salazar Giraldo et al., 2012).

El drenaje ácido con bajo pH y contenido de metales disueltos como el cobre y zinc son transportados por los cuerpos de agua, los cuales se encuentran como elementos traza en la vida de animales y plantas, pero en altas dosis provocan daño, o los metales pesados que tienen la capacidad de persistir en los ecosistemas por un largo periodo y pueden acumularse en niveles superiores (bioacumulación), ya que las concentraciones aumentan a medida que pasan de los niveles tróficos inferiores a los niveles tróficos superiores (un fenómeno conocido como bioaumentación) causando diversas enfermedades y trastornos (Corzo Remigio, 2015; Fashola et al., 2015; Taija, 2016).

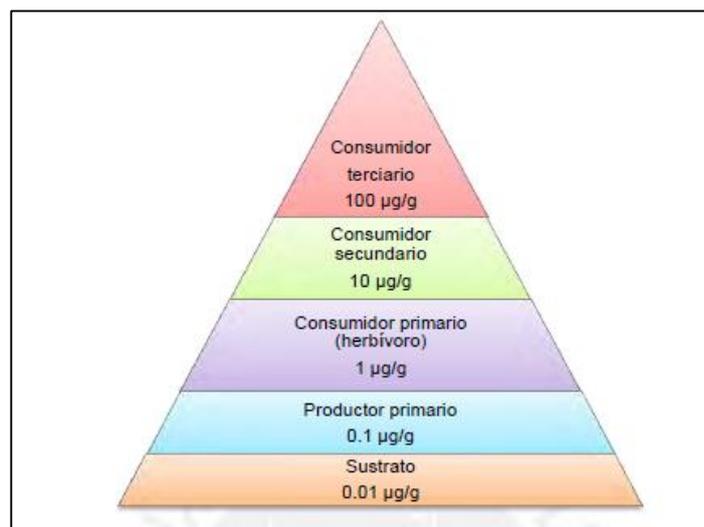


Figura 8: Concentración sucesiva de metales en un ecosistema simple

Fuente: (Corzo Remigio, 2015)

Metales como el cadmio, se conoce que es altamente tóxico para plantas, animales y humanos, y que cuando está presente en formas biodisponibles, existe la bioacumulación tanto en organismos terrestres y acuáticos. Otros metales como el arsénico, manganeso y mercurio, son conocidos por ser carcinógenos, por causar dermatitis y desórdenes neurológicos en los seres humanos (Bahamóndez Honores, 2012; Castro de Esparza, 2016).

Tabla 6: Sustancias tóxicas y sus efectos en la salud humana

Sustancia tóxica	Efecto agudo	Efecto crónico	Nivel permisible (mg/L)
Arsénico	Orina ensangrentada, malestar gastrointestinal, diarrea, dolores de cabeza, vómitos, convulsiones, coma y muerte	Dermatitis, ampollas, enfermedad del pie negro; mal funcionamiento y daño a los órganos; diabetes; cáncer y propiedades mutagénicas	0,02
Cadmio	Heridas hepáticas, pulmonares y testiculares	Osteoporosis, heridas renales y de los huesos; carcinoma (principalmente en la próstata y riñones); tóxico para otros órganos	0,06
Cromo	Vómitos y diarrea; hemorragia y pérdida de sangre en el tracto gastrointestinal	Necrosis al hígado y riñones; úlceras en la piel, "huevos de cromo", dermatitis; ulceración y perforación del tabique nasal; carcinomas nasales, faríngeas, y gastrointestinales	0,05
Plomo	Retardo mental en niños, retardo en el desarrollo, poca capacidad de atención; fatiga leve; dolores de cabeza, náuseas, vómitos	Comportamiento antisocial; alteración de la síntesis de hemoglobina; alteración de la función renal; sordera, ceguera, retardo; disminución de la capacidad intelectual, pérdida de la memoria, disminución del libido, fatiga	0,10
Efectos Negativos			
Manganeso	La inhalación o contacto causa daño al sistema nervioso central		0,26
Mercurio	Daño al sistema nervioso, envenenamiento al citoplasma, aborto espontáneo, cambios fisiológicos menores, parálisis agitante (temblores), gingivitis, acrodinia caracterizada por la decoloración rosada de manos y pies		0,01
Zinc	Daño a la membrana nerviosa		15
Cobre	Anemia, daño al pulmón y riñón, irritación estomacal e intestinal		0,10

Fuente: (Corzo Remigio, 2015)



Figura 9: Depósitos ferruginosos en el río Ushugoya-2017.
Fuente: (Propia, 2017)



Figura 10: Presencia de sedimentos en las quebradas que desembocan al río Ushugoya -2017.
Fuente: (Propia,2017)

Los drenajes ácidos también ocasionan deterioro en las plantas, por las altas concentraciones o algunas mezclas de metales y metaloides en los tejidos de las plantas, ya que pueden afectar su crecimiento de diferentes maneras. En general, las plantas experimentan estrés oxidativo en cuanto a la exposición a los metales y metaloides que dañan las células y perturban la homeostasis iónica celular, tanto en la fisiología como la morfología de las plantas.

Tabla 7: Sustancias tóxicas y sus efectos en las plantas

Sustancia tóxica	Efectos
Cadmio	Disminuye la germinación de semillas, contenido de lípidos, y el crecimiento de la planta; induce la producción de fitoquelatinas.
Plomo	Reduce la producción de clorofila y el crecimiento de la planta; incrementa el superóxido dismutasa.
Níquel	Reduce la germinación de semillas, acumulación de masa seca, producción de proteínas, clorofila y enzimas; incrementa aminoácidos libres.
Mercurio	Disminuye la actividad fotosintética, absorción de agua y enzimas antioxidantes; acumula fenol y prolina.
Zinc	Reduce la toxicidad del níquel y la germinación de semillas; incrementa en crecimiento de la planta y el ratio de ATP/clorofila.
Cromo	Disminuye la actividad enzimática y el crecimiento de la planta; produce daño a la membrana, clorosis y daño a la raíz.
Cobre	Inhibe la fotosíntesis, el crecimiento de la planta y el proceso reproductivo; disminuye la superficie de área de la tilacoide.

Fuente: (Corzo Remigio, 2015)

Tabla 8: Principales características de las aguas ácidas y su impacto ambiental

Propiedad	Especies químicas	Rango de concentración en solución	Impacto medioambiental
Acidez	H ⁺	pH < 4,5	Pérdida de bicarbonato en organismos fotosintéticos, degradación y muerte de animales y plantas; reducción de la calidad del agua potable, movilización de iones metálicos; corrosión de estructuras artificiales.
Precipitados de hierro	Fe ³⁺ , Fe ²⁺ , Fe(OH) _{3(s)}	100 a 1-9x10 ³ mg/l	Decoloración y turbidez en el agua receptora a medida que aumenta el pH y precipita la sal férrica; asfixia de organismos bentónicos y obstrucción de las agallas de los peces; reducción de la luz que penetra la columna de agua; incrustación de estructuras artificiales.
Metales Traza	Cu, Pb, Zn, Cd, Co, Ni, Hg, As, Sb	0,01 to 1-9x10 ³ mg/l	Degradación y muerte a animales y plantas; bioacumulación; reducción en la calidad del agua potable; contaminación del suelo y sedimentos.
Sólidos disueltos totales	Ca, Mg, K, Na, Fe, Al, Mn, Si, sulfatos	100 a más de 1-9x10 ⁴ mg/l	Reducción de la calidad del agua potable, reducción de la calidad del agua de stock, incrustación en las estructuras artificiales cuando los sólidos se precipitan; contaminación de suelos y sedimentos.

Fuente: (Sthuhlberg et al., 2007)

2.3.3. Control de drenaje ácido

Los métodos para el control de los drenaje ácidos se pueden clasificar en tres categorías (Acevedo Luyo, 2015; Nina Chambe, 2008) :

- Métodos primarios o preventivos; aquellos que se basan en la eliminación de alguno de los elementos esenciales para la generación de aguas ácidas (sulfuro, oxígeno, humedad o bacterias catalizadoras) para detener o reducir drásticamente la velocidad de generación de ácido.
- Métodos secundarios o de contención; ayudan a prevenir o reducir la migración de drenajes ácidos de mina al ambiente. Se utilizan para remover los iones metálicos que migran al ambiente.
- Métodos terciarios o de remediación; su objeto es recolectar y tratar el drenaje ácido contaminado.

2.3.3.1. Métodos preventivos

Las medidas de prevención buscan reducir la cantidad de contaminantes liberados en el agua. Desafortunadamente, la prevención no siempre es posible debido a restricciones técnicas y condiciones locales (Stuhllberg et al., 2007).

Entre las técnicas preventivas para el control de la formación de aguas ácidas (Lopez Tarazona, 2017) se pueden clasificar en tres grupos de métodos: los métodos de barrera, tienen como objetivo el aislar los sulfuros de los elementos meteorizantes o del sistema de transporte hidrológico. Una forma en que esto se puede lograr es por inundaciones y sellado de minas profundas abandonados o cubiertas secas (Johnson y Hallberg, 2005; J. Taylor et al., 2006; Villanueva

Alvarez y Sánchez Pinto, 2013); los métodos químicos, modifican la composición de las soluciones del agua que entra en contacto con los materiales rocosos y limitan las posibilidades de reacción, y los métodos de inhibición bacteriana, que rompen el proceso de oxidación cíclico catalizado biológicamente (Rosas Blas y Carranza Urbina, 2015).

Tabla 9: Métodos preventivos

Método	Objetivo	Medida de control
Barrera	Eliminación o aislamiento de los sulfuros	Acondicionamiento, impermeabilización y depósito selectivo de estériles y residuos
		Microencapsulado
		Retirada física de los sulfuros
	Exclusión del agua	Revegetación de los terrenos
		Cunetas de desvío de agua
		Remodelado de la superficie
Exclusión del oxígeno	Recubrimiento y sellado	
	Depósitos subacuáticos (inundación)	
Químico	Control del pH	Recubrimiento y sellado
		Adición de materiales alcalinos y fosfatos
		Empleo de dispositivos rellenos con material carbonatado
Inhibición Bacteriana	Control y supresión de la acción bacteriana	Mezcla de los materiales ácido/base y vertido selectivo
		Aplicación de bactericidas.
		Adición de fosfatos.

Fuente: (Aduvire, 2006)

a. Método de barrera

La prevención de la generación de drenajes ácidos, sería la primera opción antes que el tratamiento. Se da por métodos físicos que actúan como barreras que impiden la infiltración, mezcla y dilución de los distintos efluentes o reducen el potencial ácido generador de los mismos. Entre las técnicas más destacadas son la revegetación de los terrenos y el aislamiento del agua y oxígeno.

Revegetación de los terrenos

En la explanación y revegetación de los terrenos se produce la compactación de los materiales y la reducción de espacios vacíos,

evitando el ingreso y la circulación del oxígeno y agua a través de los materiales inertes y material que contienen sulfuros. El recubrimiento y vegetación incrementa también la evapotranspiración y restringen la migración del agua y posiblemente del oxígeno hacia los materiales inertes y residuos contaminantes (Aduvire, 2006).

Acondicionamiento y depósito selectivo de materiales

Técnica de separación del material potencialmente generador de acidez para minimizar o evitar el contacto con el oxígeno y el agua.

Esta técnica es viable para minas en operación por lo grandes movimiento de material y separación de materiales, que conllevan a un costo elevado(Aduvire, 2006).

Encapsulado

El encapsulado de los materiales estériles y residuos se da en depósitos impermeables en la parte inferior y superior, que impide el contacto con el agua o la zona saturada, se basa en un vertido selectivo que en algunos se aprovecha los huecos de la explotación como los tajos. La cubierta se da con una capa impermeable y a continuación con otros materiales inertes o alcalinos.



Figura 11: Colocación selectiva de materiales contaminantes por encapsulamiento.

Fuente: (Aduvire, 2006)

Aislamiento del agua

Esta medida está orientada a la construcción de barreras físicas que impiden el contacto entre el material estéril y material potencialmente generador de acidez con el agua, evitando la formación y el transporte de los drenajes ácidos. Se desvían las aguas superficiales para evitar el mezclado con las aguas ácida y con ello aumentar el caudal, esta se da por medio de sistemas hidráulicos como canaletas.

Otra técnica es recubrimiento seco que produzca alcalinidad, donde los depósitos de estériles o superficies mineralizadas se cubren con arcillas tierra vegetal y piedra caliza, con lo que se minimiza la infiltración del agua y la difusión del aire hacia los materiales contaminantes, además, sobre esta capa impermeable se coloca una cubierta vegetal u otro material aislante, se logrará impedir el paso del agua y reducir la erosión eólica e hídrica en la superficie del desmontera (Johnson y Hallberg, 2005; J. Taylor et al., 2006; Villanueva Alvarez y Sánchez Pinto, 2013).

Otra técnica para la eliminación de agua es la colocación de sellos de arcilla en los frentes descubiertos de mineral o en huecos de antiguas labores de mina antes de proceder al autorrelleno de los mismos. De igual forma se recurre la impermeabilización con materiales sintéticos, para impedir que el agua entre en contacto con los estériles y residuos almacenados.

Aislamiento del oxígeno

La exclusión del oxígeno tendrá gran influencia en la reducción del potencial generador de aguas ácidas. Aun cuando es posible que se formen ácidos bajo condiciones anaerobias, este será mínimo.

En el caso de labores subterráneas, el método de aislamiento del aire más empleado es el de inundación de las labores, tanto a cielo abierto como en minería de interior, ya que el coeficiente de difusión

de este elemento en el agua, 2×10^{-6} cm²/segundo, es unas 10.000 veces inferior al de la atmósfera. Una vez que el oxígeno disponible en el agua es consumido, la velocidad de la reacción de oxidación decrece significativamente, por la baja velocidad de reemplazo del oxígeno. La exclusión del oxígeno por medio de una lámina de agua, bien sea por inundación o por vertido subacuático, resulta efectiva siempre que se evalúe y garantice que no se producirán alteraciones ambientales debido a estas actuaciones y se conoce la ubicación de todos las labores (Aduvire, 2006; Johnson y Hallberg, 2005; Villanueva Alvarez y Sánchez Pinto, 2013).

El recubrimiento y sellado es otro método donde en las escombreras de material estériles se coloca una capa de material impermeable o materiales consumidores de oxígeno como materia orgánica, sobre la superficie de esta. Con el recubrimiento y sellado se limita la entrada de oxígeno y agua hacia los minerales reactivos.

b. Métodos Químicos

Una forma de inhibir la generación ácida es manteniendo el pH de los efluentes de mina dentro de un rango alcalino, esto se consigue en algunos casos añadiendo a las soluciones ácidas materiales alcalinos como roca caliza en polvo, cal, fosfatos y otros.

Adición de materiales alcalinos

La adición o mezcla de sustancias alcalinas o rocas básicas, sobre los minerales sulfurosos y materiales estériles, para controlar el pH en el rango cercano al neutro, limitando así la oxidación química de los sulfuros y la actividad bacteriana, también se puede colocar estos materiales en capas dentro de la roca que genera ácido, durante la acumulación. Las sustancias más utilizadas suelen ser: hidróxido sódico o sosa cáustica (NaOH), calcita o caliza (CaCO₃), cal (CaO, Ca(OH)₂), hidróxido de aluminio (Al(OH)₃) y carbonato sódico (Na₂CO₃). La adición de estas sustancias, además de producir la neutralización de las aguas ácidas, crea un ambiente desfavorable

para la oxidación de los materiales sulfurosos, porque las bacterias que participan en el proceso de oxidación del hierro requieren un medio ácido para que su actividad sea óptima y, segundo, porque con pH cercanos al neutro el hidróxido férrico precipita y tiende a depositarse sobre la superficie de los sulfuros, recubriéndolos y rompiendo el mecanismo de oxidación (Aduvire, 2006).

Adición de fosfatos

La adición de fosfatos a los estériles y residuos de mina disminuye la velocidad de oxidación de los sulfuros, debido a la formación de fosfatos de hierro insolubles como $\text{Fe}_3(\text{PO}_4)_2$ y FePO_4 que hacen disminuir la concentración de hierro férrico disponible para la reacción con los sulfuros como la pirita.

c. Métodos de Inhibición Bacteriana

La presencia de bacterias como el *Thiobacillus ferrooxidans* y otras que contribuye a la oxidación del hierro influyen fuertemente en la velocidad de generación de acidez, pero, si se logra eliminar estos microorganismos se puede llegar a reducir hasta en un 50 % el proceso de acidificación, se encuentran los surfactantes aniónicos siendo el principal el sodio lauril sulfato (SLS) y los ácidos orgánicos. (López Pamo et al., 2002).

Los bactericidas tienen una vida limitada, además solo actúan únicamente sobre los procesos de oxidación biológicos, pero no sobre la oxidación química de los sulfuros.

2.3.3.2. Métodos de contención

Es un método centrado en prevenir o reducir la migración de drenajes ácidos de mina al ambiente. Se utilizan fundamentalmente para remover los iones metálicos que migran al ambiente.

Se pueden señalar los siguientes métodos:

- Desviación del agua superficial.

- Interceptación de aguas subterráneas.
- Reducción de infiltración.

2.3.3.3. Tratamiento del drenaje ácido

Teniendo en cuenta las dificultades prácticas que conlleva la inhibición de la formación de DAM en la fuente, a menudo, la única alternativa es reducir al mínimo el impacto que esto tiene sobre la contaminación del agua que reciben los cuerpos de agua.

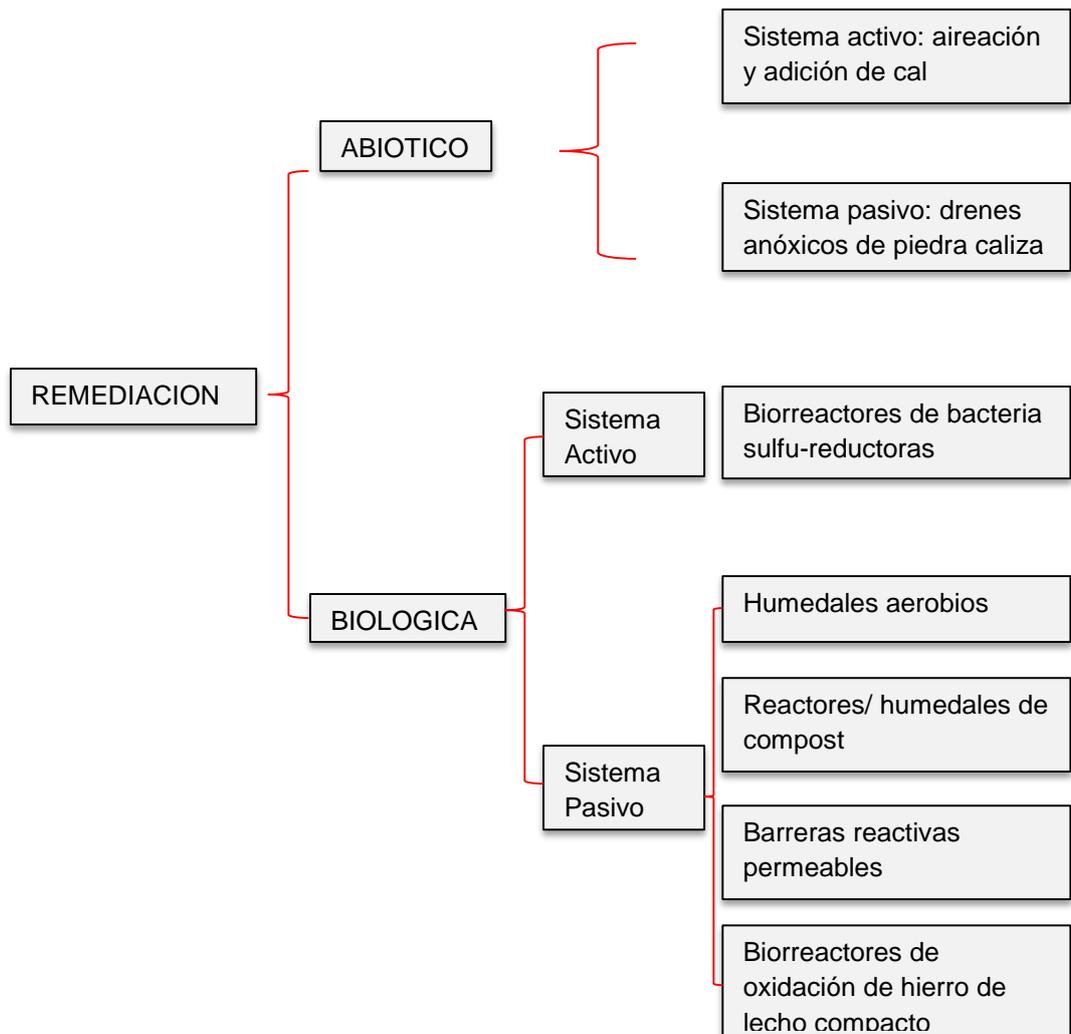
Los drenajes ácidos generados por la oxidación de sulfuros presentes en el carbón y las litologías circundantes, da como resultado que el contaminante dominante, el “hierro”, el cual está presente en dos estados de oxidación, hierro ferroso (Fe^{+2}) y hierro férrico (Fe^{+3}). Para eliminar el Fe del drenaje ácido, se puede dar siguiendo el proceso de oxidación, de modo que todo el Fe^{+2} se oxide a Fe^{+3} , y una vez que el pH haya aumentado lo suficiente, se precipite hierro en forma de hidróxido férrico ($\text{Fe}(\text{OH})_3$). Alternativamente, el proceso puede invertirse, de modo que el hierro oxidado se reduce y precipita como FeS_2 y FeS . Las cuales son la base como estrategias de remediación oxidante y reductora, respectivamente (D. A. Trumm et al., 2006).

La investigación sobre métodos para mitigar el drenaje ácido es continuo, pero no hay método singular aplicable y apropiado para todas las condiciones (Graza Evaristo, 2015) Entre los métodos de mitigación se han dividido en procesos activos y pasivo, siendo el primero la aplicación continua de materiales alcalinos para neutralizar las aguas de mina y precipitar los metales, y el último a la utilización de los ecosistemas de humedales naturales y/o artificiales (Faulkner y Miller, 2003; Sánchez-T et al., 2008; Zipper et al., 2011)

Los métodos activos generalmente implican niveles de costos elevados, operación y mantenimiento. Alternativamente, las

tecnologías pasivas se han mostrado prometedoras debido a sus bajos costos de operación, mantenimiento y requerimientos mínimos de energía externa (R. S. Hedin y Nairn, 1992; Hiibel et al., 2011; Naisbitt, 2015; Wolkersdorfer y Busisiwe, 2017)

Una subdivisión más útil está entre las tecnologías de remediación que dependen de actividades biológicas y las que no intervienen microorganismos. Dentro de estos grupos principales encontramos a los sistemas bióticos y abióticos y dentro de ellos si son pasivos o activos (Hiibel et al., 2011; James y Gusek, 2009; Johnson y Hallberg, 2005; Sen y Johnson, 1999).



a. Sistemas Abióticos

Sistemas Abióticos Activos

Neutralización con agente alcalino

Es el método más frecuente para las aguas ácidas, implica la adición de un agente de neutralización química (base fuerte /material alcalino) (Skousen et al., 1999), el cual elevará el pH, acelerar la velocidad de oxidación química del hierro ferroso, mediante un sistema de aireación y un coagulante para propiciar la precipitación de los metales disueltos, y otras sustancias en forma de carbonato (Fashola et al., 2015; Johnson y Hallberg, 2005; Kalin, Cairns, y McCready, 1991; Salazar Giraldo et al., 2012).

Los principales metales presentes en las aguas de drenaje ácido son el hierro, el aluminio y el manganeso. Adicionalmente, la presencia de trazas de metales pesados. La formación del precipitado depende de la constante del producto de solubilidad y, por lo tanto, del pH del medio acuoso.(Salazar Giraldo et al., 2012).

Tabla 10: Solubilidad de sulfuros e hidróxidos

Sulfuros de metal		hidróxido de metal	
Especie	Solubilidad	Especie	Solubilidad
MnS	5.6×10^{-16}	Mn(OH) ₂	2.0×10^{-13}
FeS	1.0×10^{-19}	Fe(OH) ₂	1.8×10^{-15}
NiS	3.0×10^{-21}	Ni(OH) ₂	1.6×10^{-16}
CdS	1.4×10^{-23}	Cd(OH) ₂	2.0×10^{-14}
ZnS	4.5×10^{-24}	Zn(OH) ₂	4.5×10^{-17}
PbS	1.0×10^{-29}	Pb(OH) ₂	4.2×10^{-15}
CuS	4.0×10^{-38}	Cu(OH) ₂	1.6×10^{-19}

Fuente: (Machemer et al., 1993)

Tabla 11: pH donde se precipitan los iones metálicos

Hidróxido	pH
Fe ⁺³	3
Al ⁺³	3.7-4.5
Ni ⁺²	8
Fe ⁺²	8-9
Zn ⁺²	>9

Fuente: (Elaboración propia, 2017)

Entre los reactivos neutralizantes se han utilizado, cal (óxido de calcio), cal apagada, carbonato de calcio, carbonato de sodio, hidróxido de sodio, y óxido de magnesio e hidróxido (Fashola et al., 2015; Salazar Giraldo et al., 2012; Skousen et al., 1999; Timms y Corp, 1998). Estos varían en costo y efectividad, seguido del empleo de floculantes que pueden ser utilizados para promover la agregación de precipitados a mayor velocidad, ayudando de este modo su eliminación en estanques de sedimentación.

Tabla 12: Agente Neutralizantes empleado para el tratamiento activo

Agente de precipitación	Ventajas	Inconveniente
Hidróxido de calcio	Bajo costo	Impurezas, proceso lento, precipita H ₂ SO ₄ , CaCO ₃
Carbonato sódico	Soluble, rápido	Costo alto
Hidróxido sódico	Limpio, rápido.	Costo relativamente alto.
Amoniaco	Soluble, rápido	Formación de complejos, nitrato amónico residual.
Sulfuro sódico	Productos muy insolubles.	Desprende H ₂ S
Ácido sulfúrico	Rápido, bajo costo	Precipita Ca SO ₄
Ácido clorhídrico	Rápido, limpio	Costo relativamente alto.
Dióxido de carbono	Disponible gases combustibles	

Fuente: (Villanueva Alvarez y Sánchez Pinto, 2013)

El proceso para la adición de la cal hidratada se da en forma seca o en papilla a un tanque de mezcla; para aguas con concentraciones menores de ion ferroso de 50 mg/L el tratamiento se lleva a cabo a pH entre 6,5 y 8, mientras que para concentraciones mayores, el pH debe estar entre 8 y 10. Después de la mezcla, el agua se pasa a un tanque de aireación, donde el precipitado de hidróxido ferroso se convierte en hidróxido férrico, para luego fluir a una cámara de sedimentación donde se obtiene la precipitación de los metales pesados (Salazar Giraldo et al., 2012), las cuales son descritas por la siguiente ecuación (Lopez Tarazona, 2017):

Neutralización



Eliminación de Metales

Precipitación como hidróxido o sulfuro; (cobre):

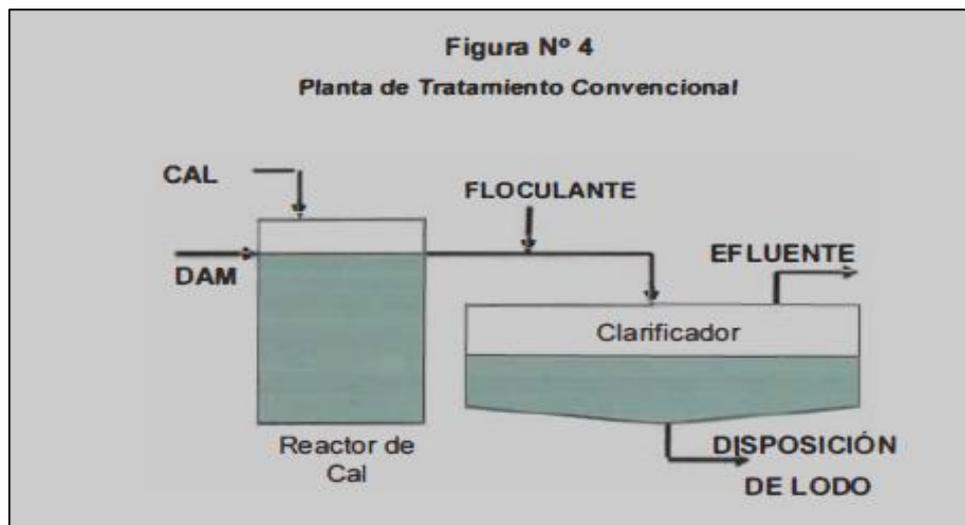
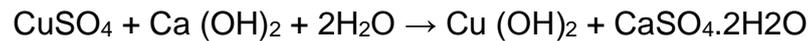


Figura 12: Diagrama de un proceso de neutralización

Fuente: (Hurtado Angel y Soto Arbieta, 2006)

Aunque el tratamiento químico activo puede proporcionar remediación efectiva en el drenaje ácido, tiene las desventajas de los altos costos de operación y los problemas en la generación y eliminación de los lodos (Johnson y Hallberg, 2005; Salazar Giraldo et al., 2012; Whitehead y Prior, 2005). Por lo que se tiene una variedad de mejoras destinadas a mejorar la eficiencia del proceso y la reducción de los problemas asociados con el volumen de lodos.

El lodo producido en sistemas convencionales por la adición de un agente alcalino es rico en hierro y muy voluminoso con grandes cantidades de agua, contiene típicamente sólo 2-4% de sólidos (Johnson y Hallberg, 2005).

Con las modificaciones como son los procesos de lodos de alta densidad (HDS), donde se recircula mediante bombeo un porcentaje ($\leq 80\%$) del lodo final del estanque de sedimentación hasta el punto de arranque de la planta, Para el proceso en lugar de contactar el agente neutralizante directamente con el drenaje ácido, este sistema contacta primero el lodo recirculados, con los lodos de la cal se realiza la neutralización, el principio es la reducción al mínimo el consumo de agua, optimizar su recuperación y recirculación(Hurtado Angel y Soto Arbieta, 2006; Nina Chambe, 2008; Salazar Giraldo et al., 2012).

En estos sistemas se tiene una producción de lodo con densidad que contiene entre el 30 % de sólidos, lo que mejora aún más hasta aproximadamente 50% de sólidos en la deshidratación.

Todos los lodos contienen calcita (CaCO_3) y los lodos HDS son ricos en yeso (CaSO_4)(Salazar Giraldo et al., 2012).

Los precipitados formados por la adición de la cal son lodos que deben ser manipulados cuidadosamente, para impedir la redisolución de los metales. (Salazar Giraldo et al., 2012).

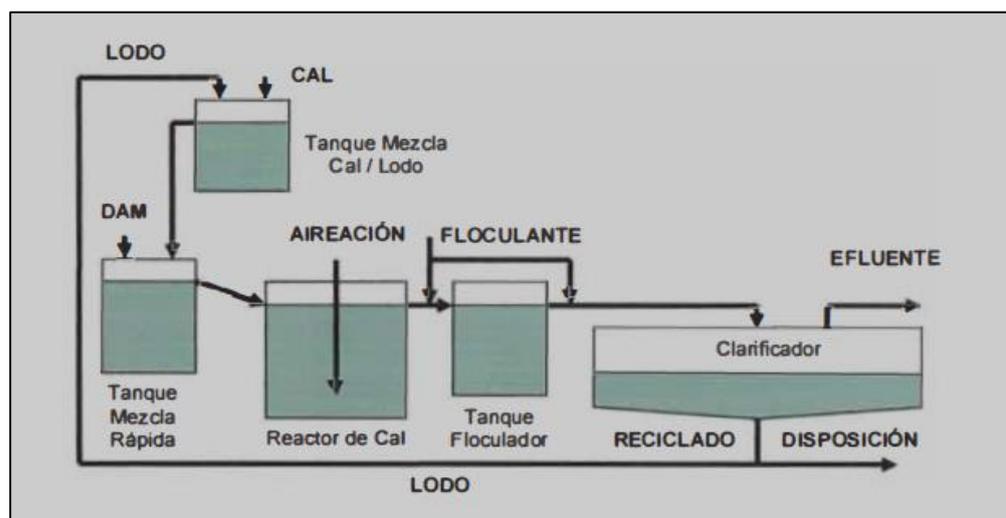


Figura 13: Diagrama de un proceso de neutralización

Fuente: (Hurtado Angel y Soto Arbieta, 2006)

Electro-floculación

Este sistema consiste en una celda con electrodos de hierro y aluminio. Los electrodos reciben alimentación eléctrica con una corriente de fuerte amperaje y débil voltaje.

Un agitador se encarga de garantizar la optimización del tratamiento en la cuba de trabajo.

El hierro y el aluminio se transforman en cationes, formando flóculos sólidos e insolubles de hidróxidos metálicos con los iones hidróxidos del agua, los cuales son precipitados en el sistema continuo para poder sedimentar.

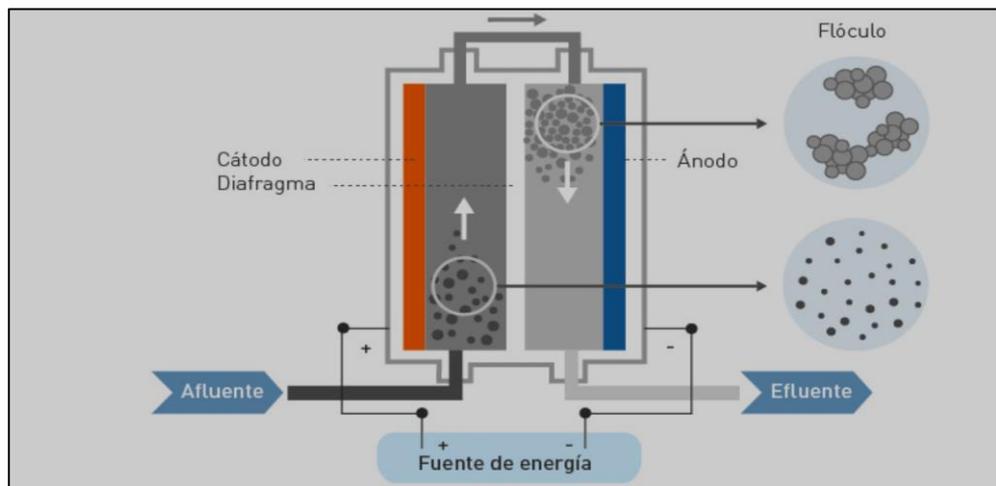


Figura 14: Esquema del proceso de electro-floculación

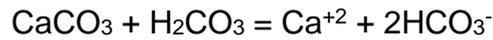
Fuente: (Fundación Chile, 2015)

Sistemas Abióticos Pasivos

Canales anóxicos de piedra caliza (Anoxic Limestone Drains)

Son sistemas que dan una alternativa de adición de alcalinidad, mientras se mantiene el hierro en su forma reducida para evitar la oxidación del hierro ferroso y la precipitación de hidróxido férrico en la piedra caliza (Costello, 2003; Cravotta Charles A. y Watzlaf, 2002; R. S. Hedin y Nairn, 1992; Hedin Environmental, 2008; Johnson y Hallberg, 2005; Pyramid Consortium, 2003; Skousen et al., 1999).

La piedra caliza (carbonato de calcio), rico en calcita, aumenta el pH del agua por el consumo de los iones de hidrógeno y la adición de alcalinidad a través de iones de bicarbonato como se describe en la siguiente ecuación (Costello, 2003) :



En el proceso el agua acida está obligado a fluir a través de un lecho de grava caliza que es impermeable al aire y al agua (generalmente construido de un revestimiento inferior de plástico y una cubierta de arcilla). A pesar de las condiciones anóxica cuando las concentraciones de hierro y aluminio son considerables, el rendimiento disminuye por la acumulación de hidróxidos (Nairn y Mercer, 2000; Rose, Means, y Shah, 2003). Este tipo de sistema generalmente van asociados con humedales aeróbicos y/o compost o lagunas, para la posterior precipitación, y requieren un mantenimiento mínimo una vez construido (Johnson y Hallberg, 2005; Pyramid Consortium, 2003; Salazar Giraldo et al., 2012; Somerset County-Conservation District, 2003).

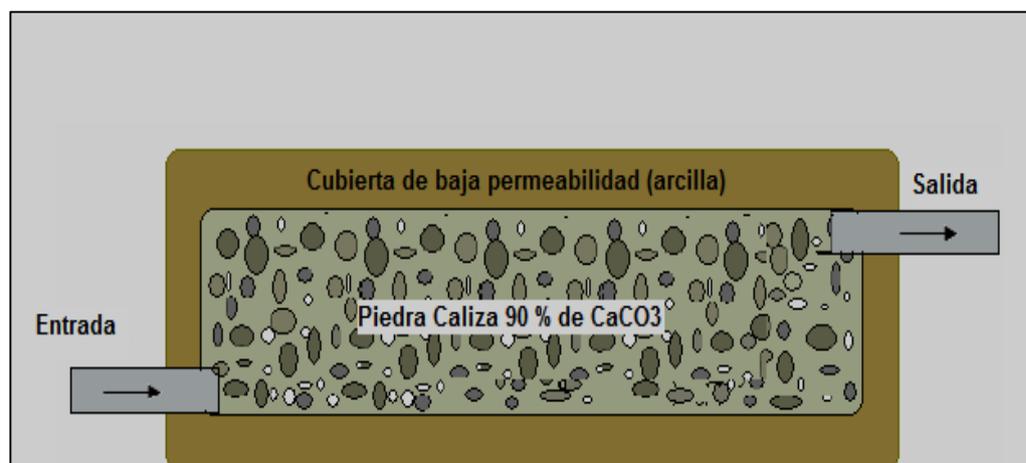


Figura 15: Esquema de un ALD

Fuente: (Sthuhlberg et al., 2007)

Entre las ventajas del empleo de piedra caliza como agente reactivo alcalino, se da que es más económico, disponible comercialmente para el tratamiento del drenaje ácido. Tiene una ventaja de costo de 7: 1 sobre la cal y una ventaja de costo de 20: 1 sobre el hidróxido de sodio. Su naturaleza no peligrosa permite que se maneje y almacene sin precauciones especiales (Hedin Environmental, 2008).

Canales oxigenados de piedra caliza

Los drenes óxidos de piedra caliza (OLD) son idénticos en diseño a los ALD, pero están diseñados para aceptar aguas oxigenadas. El principio, ideado es que la precipitación de hidróxidos de hierro y aluminio que se fomenta dentro del lecho de piedra caliza (mediante la disolución de la piedra caliza), pero las velocidades a través del sistema se mantienen lo suficientemente altas (> 0.1 m / min) que los sólidos se mantienen en suspensión, para su posterior asentamiento en una laguna de oxidación o humedales aerobios (Pyramid Consortium, 2003).

Lagunas de sedimentación

Sistemas de estanques, naturales y/o artificiales, que son diseñados para recibir, mantener y tratar los drenajes mineros, con el fin de precipitar hidróxidos de hierro, es mucho más fácil eliminar rutinariamente sedimentos que de un humedal con vegetación, En algunas ocasiones son acompañados de sistemas de aireación. A menudo es recomendable incluir este tratamiento como el primer paso en la secuencia de procesos unitarios que comprenden un sistema de tratamiento pasivo completo, cuando el contenido de hierro total es superior a 5 mg/L (Fundación Chile, 2015; Pyramid Consortium, 2003).

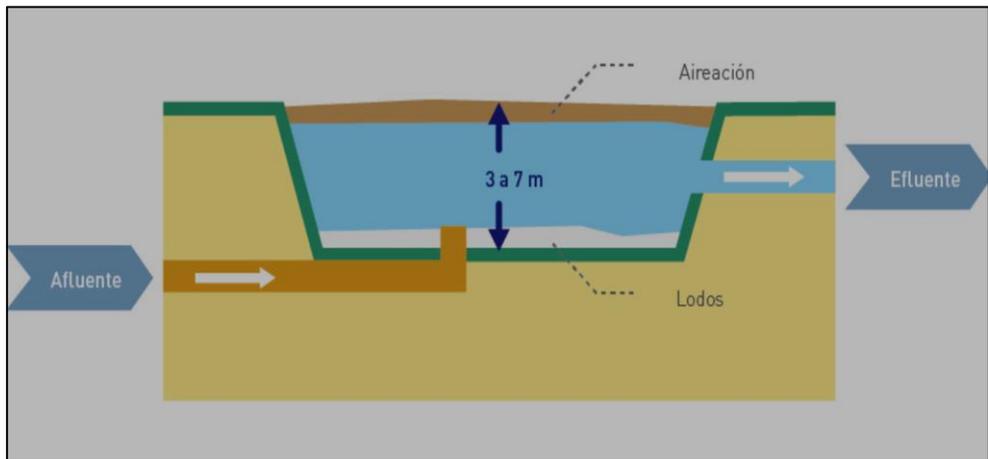


Figura 16: Esquema de laguna de sedimentación

Fuente: (Fundación Chile, 2015)

b. Sistema biológico

La base de biorremediación de los drenajes ácidos se deriva de las habilidades de algunos microorganismos para generar alcalinidad e inmovilizar metales.

En los procesos microbiológicos que generan alcalinidad neta son en su mayoría los procesos reductivos e incluyen la desnitrificación, la metanogénesis, la reducción de sulfato, y el hierro y la reducción de manganeso el cual es producto del metabolismo de los microorganismo, usualmente está acompañado por la disolución de caliza (Johnson y Hallberg, 2005; Skousen et al., 1999).

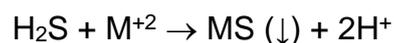
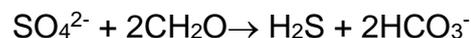
Las principales ventajas de los sistemas de biorremediación pasiva son sus bajos costos de mantenimiento, y el hecho de que los productos en fase sólida del tratamiento del agua se mantienen dentro de los sedimentos de los humedales y lo negativo, es que a menudo son relativamente caros de instalar y pueden requerir grandes áreas, su rendimiento es menos predecible que los sistemas de tratamiento químico, y el destino a largo plazo y la estabilidad de los depósitos que se acumulan en ellos son inciertos (Johnson y Hallberg, 2005).

Sistemas biológicos activos

Biorreactores de bacterias sulfato-reductoras

Las tecnologías (SRB), eliminan los metales de la solución en forma de precipitados como resultado de su supervivencia de los microorganismos. Los SRB reduce el sulfato a sulfuro soluble cuando se le proporciona una fuente de carbono orgánico, también se producen el ion de acetato y bicarbonato (Das et al., 2009; Logan, Reardon, Figueroa, McLain, y Ahmann, 2005).

Las bacterias reductoras de sulfato incluyen los siguientes géneros: *Desulfovibrio*, *Desulfomicrobium*, *Desulfobulbus*, *Desulfosarcina*, *Desulfobacter* y *Desulfotomaculum*. Estos grupos de bacterias heterótrofas acidófilas, sensibles al oxígeno, estas usan sulfato como aceptor de electrones terminal. Los metales pesados solubles (por ejemplo, hierro, cobre, zinc, cromo, cadmio) presentes en la solución reaccionan con el sulfuro de hidrógeno producido para formar precipitados insolubles de los metales pesados, como se muestra en las siguientes ecuaciones. Los iones de bicarbonato formados aumentan el pH y la alcalinidad del agua progresivamente. El bicarbonato también permite la posible producción de carbonatos de Zn, Cu o Mn. (Costello, 2003; Fashola et al., 2015; Hiibel et al., 2011; Nina Chambe, 2008; Nordwick, Zaluski, Park, y Bless, 2006; Sen y Johnson, 1999; Vasquez et al., 2018).



En el proceso de remoción de metales pesados muchas veces se da por el transporte a través de la membrana celular, biosorción a la pared celular y atrapamiento en cápsulas extracelulares, precipitación

por inducción metabólica, complejación y reacciones de óxido reducción de los microorganismos (Nina Chambe, 2008).

El hábitat de las bacterias son regiones anaeróbicas como los sedimentos marinos, estuarios, sedimentos lacustres y humedales, rumen de ganado y respiraderos geotérmicos (Fashola et al., 2015; Sheoran et al., 2010).

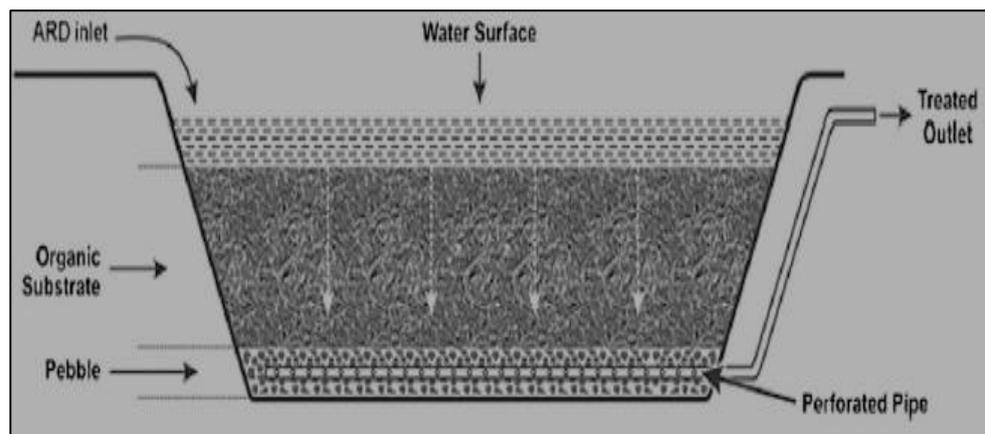


Figura 17: Diagrama esquemático de un Biorreactor reductor de sulfato.

Fuente: (Sheoran et al., 2010)

Sistemas biológicos pasivos

Estos sistemas aprovechan los procesos naturales de atenuación que ocurren naturalmente en los humedales. Los humedales generalmente tienen una zona aeróbica donde las plantas prosperan y las condiciones de oxidación dominan. Debajo hay una zona anaeróbica en la que dominan los procesos reductivos donde las bacterias reductoras de sulfato (SRB) prosperan. En cada zona, ocurren diferentes reacciones que precipitan diferentes contaminantes. En la zona aeróbica, ocurre la precipitación de hidróxido y óxido y en la zona anaeróbica la precipitación de sulfuro y carbonato que es catalizada por microorganismos (Yukon Research Centre, 2014), de ellos se han establecidos diseños para favorecer diferentes reacciones.

Humedales aeróbicos

Los humedales aeróbicos generalmente se construyen para tratar aguas de mina ligeramente ácida o son netamente alcalinas (Pyramid Consortium, 2003; Somerset County-Conservation District, 2003; Zipper et al., 2011). Son poco profundos que operan a flujo subsuperficial por lo que favorecen la aireación, permitiendo que el hierro se oxide, y proporcionan un tiempo de residencia que permite la precipitación del hierro producto de la hidrólisis del hierro férrico. Esta reacción de adsorción neta produce acidez que debe ser neutralizada por la alcalinidad presente (Fundación Chile, 2015; R. S. Hedin y Nairn, 1992; Johnson y Hallberg, 2005; Nairn y Mercer, 2000; Zipper et al., 2011).

En aguas poco alcalinas se puede modificar mediante la incorporación de canal anóxico de piedra caliza elevando la alcalinidad para amortiguar el incremento de pH.

El empleo de macrofitas se planta por razones estéticas y para regular el flujo de agua, para filtrar y estabilizar los precipitados férricos acumulados (ocre), proporcionan un sustrato (raíces, tallos y hojas) sobre el cual los microorganismos pueden crecer a medida que descomponen los materiales orgánicos y absorben los metales pesados (Zhang, Zheng, y Sharp, 2010). Además, al provocar el flujo de oxígeno desde las partes aéreas a sus sistemas de raíces, propicia el desarrollo de bacterias, catalizadoras en las reacciones oxidantes, por lo que algunas plantas acuáticas pueden acelerar la tasa de oxidación del hierro ferroso. (Fundación Chile, 2015; Johnson y Hallberg, 2005; Pyramid Consortium, 2003), el empleo de *Typha*, *Juncus*, *Scirpus* y *Phragmites spp.* Son formas que se emplea para el mismo fin. (Johnson y Hallberg, 2005; Skousen et al., 1999).

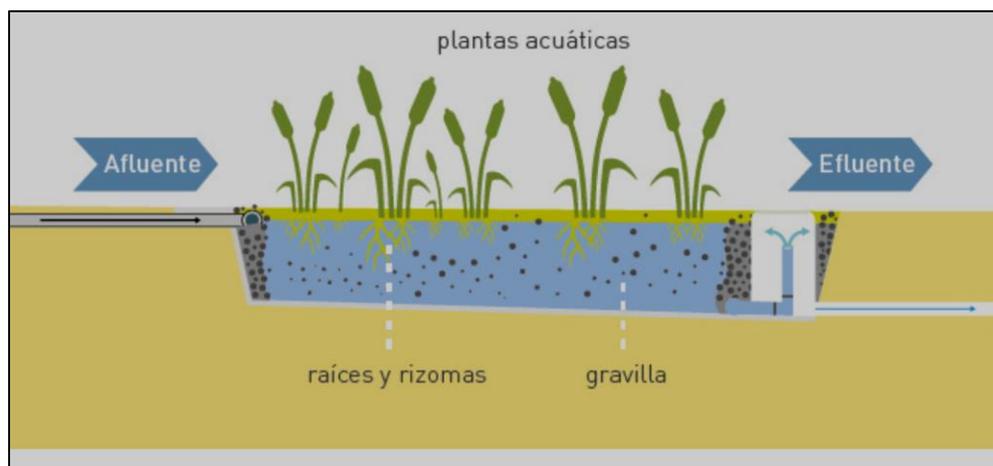


Figura 18: Humedales aerobios.

Fuente: (Fundación Chile, 2015)

A diferencia de los humedales aeróbicos estas tienen la capacidad de tratar aguas netamente ácidas. Esto se da por la inclusión de un lecho de piedra caliza debajo o mezclado con un sustrato orgánico, que fomenta la generación de alcalinidad como bicarbonato (HCO_3^-). (Zipper et al., 2011)

Las reacciones clave que ocurren en los sistemas anaerobios, requeridas para eliminar el oxígeno disuelto, reducir el Fe^{+2} a Fe^{+3} y generar alcalinidad es mediante procesos químicos o biológicos (Gandy et al., 2016; Johnson y Hallberg, 2005).

Las reacciones de ciertas bacterias, *Desulfovibrio* y *Desulfotomaculum*, que ocurren en los biorreactores de sustrato orgánico generan alcalinidad neta y sulfuro de hidrógeno (R. S. Hedin y Nairn, 1992; Martins et al., 2009; Salazar Giraldo et al., 2012; Skousen et al., 1999). Estas bacterias son organismos heterotróficos y tienen un metabolismo respiratorio en el que los sulfatos, sulfitos y/u otros componentes reducibles de azufre sirven como aceptores finales de electrones, produciendo sulfuro de hidrógeno. Los sustratos orgánicos de estas bacterias generalmente son ácidos de cadena corta, tales como el ácido láctico y el pirúvico (Salazar Giraldo et al., 2012). Las reacciones reductoras que ocurren son impulsadas por donantes de electrones que se derivan de la materia orgánica propia o compost (Somerset County-Conservation District, 2003).

El otro proceso de generación de alcalinidad es la disolución de la piedra caliza, ya que se genera bicarbonato (HCO_3^-) fuente de alcalinidad y puede neutralizar H^+ y aumentar el pH.

Generalmente este tipo de sistemas no admiten macrófitas, y no deberían ser descritos como wetlands. El empleo de macrófitas en dichos sistemas a menudo se debe solo a consideraciones estéticas, considerando que las raíces de las plantas penetrantes pueden causar la entrada de oxígeno en las zonas anaeróbicas, lo cual es perjudicial para los procesos reductores (Gandy et al., 2016; Johnson y Hallberg, 2005).

La calidad de del efluente en los humedales de compost se mejora mediante la filtración de materiales suspendidos y coloidales y la adsorción de metales por la matriz orgánica(Zagury et al., 2005).

El tratamiento de las agua en sistemas anaerobios de flujo horizontal, tratan drenaje minero ácido a través del uso de un sustrato de carbono, moviéndose el agua de forma horizontal (Fundación Chile, 2015).

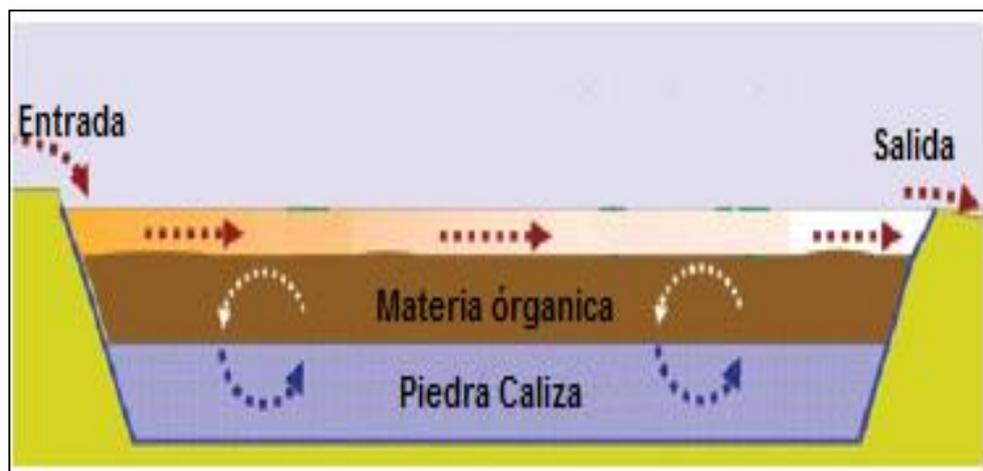


Figura 19: Humedales anaerobios.

Fuente: (Zipper et al., 2011)

Humedales de flujo verticales y SAPS

Una variante de ingeniería importante en el tema de los humedales anaeróbicos/bioreactor de compost básico, es el diseño del sistema sucesivo de producción alcalina (SAPS) (Younger et al., 2003) que también se conoce como sistema sucesivo de reducción y de alcalinidad (RAPS) (Kepler y McCleary, 1994; Younger et al., 2003). En este tipo de sistema el flujo se mueve de manera vertical hacia abajo por lo que se agrega un sistema de drenaje para forzar a la que el agua entre en contacto con capa de compost, para eliminar el oxígeno disuelto y promover la reducción de hierro y sulfato, y luego a través de un lecho de grava, para agregar alcalinidad adicional. Por lo general, el agua que drena un RAPS fluye hacia un estanque de sedimentación y/o un humedal aeróbico, para precipitar y retener hidróxidos de hierro (Johnson y Hallberg, 2005; Skousen et al., 1999)

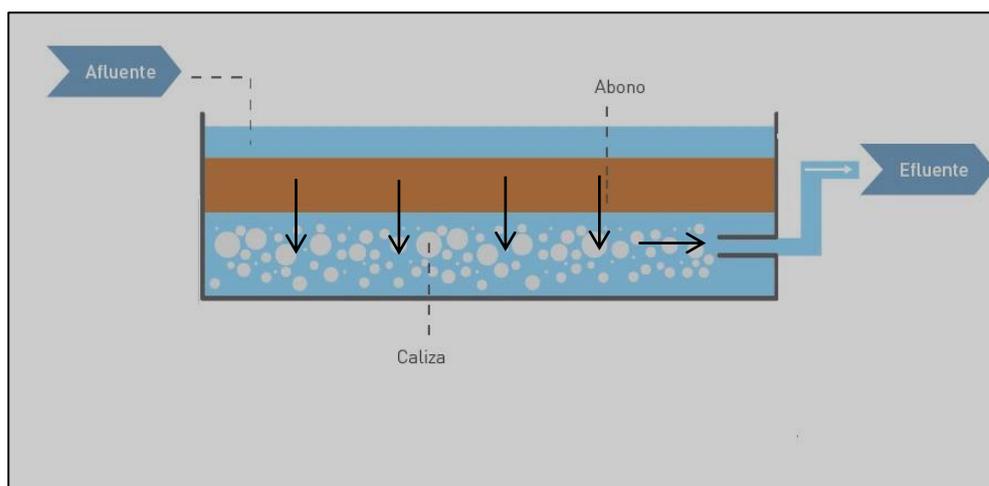


Figura 20: Esquema de sistema SAPS

Fuente: (Fundación Chile, 2015)

Barreras reactivas permeables

Las barreras reactivas permeables (PRB) se utilizan cada vez más para tratar una amplia gama de aguas subterráneas contaminadas.

Aquellos que se han instalado para biorremediación de drenaje ácido de mina operan con los mismos principios básicos que los

bioreactores de compost. La construcción de PRB implica excavar una trinchera o pozo en el camino de flujo de agua subterránea contaminada, llenando el vacío con materiales reactivos (una mezcla de sólidos orgánicos y posiblemente grava de piedra caliza) que son lo suficientemente permeables para permitir el flujo sin obstáculos del agua subterránea y el paisajismo de la superficie perturbada. Los procesos microbiológicos reductivos dentro del PRB generan alcalinidad (que se potencia aún más con la disolución de la piedra caliza y / u otros minerales básicos) y eliminan metales como sulfuros, hidróxidos y carbonatos (Fundación Chile, 2015; Logan et al., 2005; Pyramid Consortium, 2003).

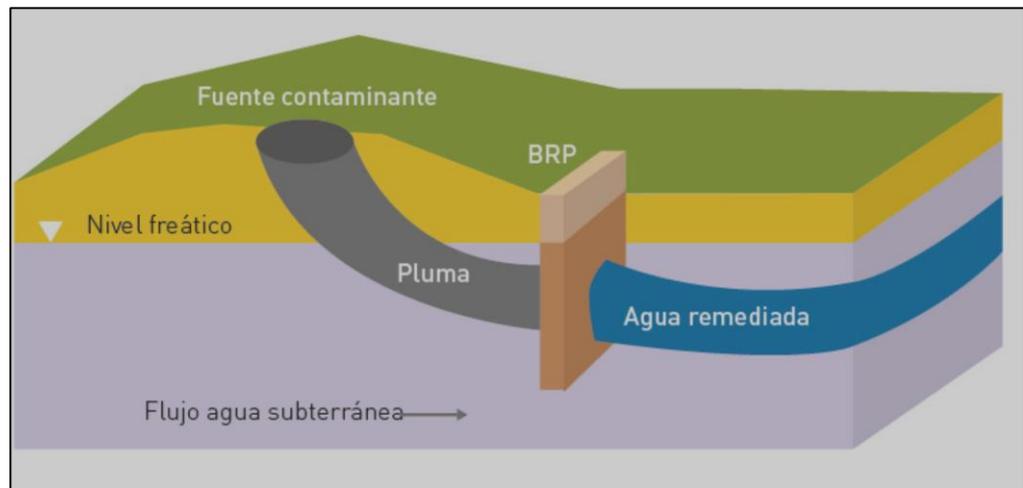


Figura 21: Esquema de barrera reactiva permeable
Fuente: (Fundación Chile, 2015)

2.3.4. Mecanismos de tratamiento predominantes en sistemas pasivos

En el proceso de interés para la remoción de diferentes elementos ya se para la precipitación de sulfuros (Pb^{2+} , Co^{2+} , Cd^{2+} , Cu^{2+} , Ni^{2+} , Fe^{2+} , Zn^{2+}), hidróxidos (Fe^{3+} , Cr^{3+} y Al^{3+}) y carbonatos (Fe^{2+} , Mn^{2+}); y adsorción (biosorción, quimisorción o adsorción específica) por la materia orgánica y/o piedra caliza (Zagury et al., 2005) se describen los procesos biológicos, físicos, químicos que se encuentran presentes dentro de los sistemas pasivos con el fin de reducir las

concentraciones de metales y neutralizar la acidez, entre ellos prevalece:

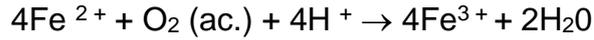
- La disolución del carbonato.
- Filtrado de material en suspensión.
- Neutralización y precipitación de contaminantes a través de la generación de HCO_3 y NH_3 por la descomposición bacteriana de la materia orgánica
- La reducción del sulfato biológica con el acompañamiento de la mejora de alcalinidad en las zonas anaerobias.
- Formación de sulfuro de metálicos
- Reacción de hidrolisis en las zonas aerobias (Oxidación)
- Formación de complejos orgánicos.
- Absorción de metales en las raíces y hojas de las plantas.
- La adsorción e intercambio por las plantas, suelo y otros materiales biológicos.

(Costello, 2003; Gazea, Adam, y Kontopoulos, 1996; James y Gusek, 2009; Jarvis, 2000; Moreno Jerez y Jimenez Jaime, 2012; Whitehead y Prior, 2005)

2.3.4.1. Proceso de oxidación e hidrolisis

Los mecanismos importantes en la eliminación de metales en sistemas como los humedales aerobios, están asociados con las reacciones de oxidación y de hidrólisis que finalmente dan como resultado la precipitación de metales disueltos (Gazea et al., 1996; K. Taylor, Banks, y Watson, 2016)

El hierro, es el metal más susceptible a la oxidación en los humedales aerobios. Por lo general, los drenajes ácidos de minas se presentan en la forma ferrosa (reducida) que son inestables en ambientes oxigenados con el tiempo se oxida a hierro férrico (Piramid Consortium, 2003):



La oxidación del hierro ferroso se produce abióticamente y también es catalizada por bacterias; la cinética de ambos mecanismos son dependientes del pH.

La tasa de oxidación de Fe^{2+} en condiciones abióticas, son expresadas en valores mediante función de pH.

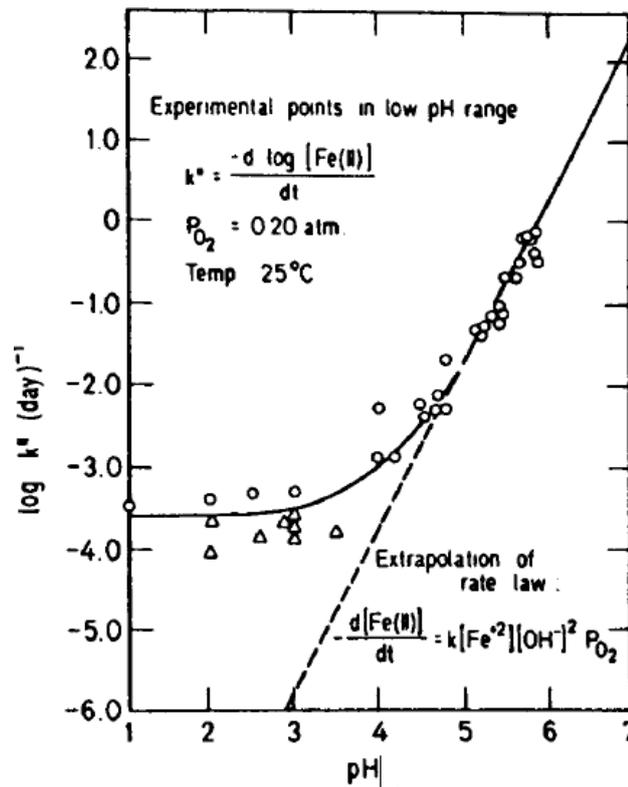


Figura 22: Tasa de Oxidación

Fuente: (Gazea et al., 1996)

A $\text{pH} \geq 5$, la cinética de oxidación se puede describir por la siguiente ecuación:

$$\frac{d[\text{Fe}^{2+}]}{dt} = K_1 [\text{Fe}^{2+}] [\text{OH}^-]^2 P_{\text{O}_2}$$

Donde $k_1 = 8.0 \times 10^{13} \text{ min}^{-1} \text{ atm}^{-1} \text{ mol}^{-2} \text{ l}^2$.

Por lo tanto, un aumento de 100 veces en la velocidad de reacción se produce un aumento de una unidad en el pH. En estas condiciones, la más importante función del humedal construido es proporcionar un tiempo de retención adecuado para oxidar y precipitar el hierro disuelto (Gazea et al., 1996).

A pH <3,5, la velocidad cinética de la oxidación abiótica de Fe²⁺ se describe por la ecuación:

$$\frac{d [Fe^{2+}]}{dt} = k_2 [Fe^{2+}] P_{O_2}$$

Donde $k_2 = 1.0 \times 10^{-7} \text{ min}^{-1} \text{ atm}^{-1}$

En estas condiciones, la oxidación es lenta y la contribución de las bacterias oxidantes de hierro se convierte importante. Las bacterias, como *Thiobacillus* y *Ferrobacillus ferrooxidans*, son especies aeróbicas quimioautotróficas acidófilas que prosperan en pH 1,5-3,5 y que actúan como receptores de electrones durante la oxidación del Fe²⁺, lo que aumenta la velocidad de reacción en varios órdenes de magnitud (Gazea et al., 1996).

Como el hierro ferroso se convierte a férrico, se somete a la hidrólisis que da como resultado la precipitación de hidróxido que cubre rápidamente en forma de lodo naranja la superficie del sustrato y en la producción de protones H⁺, de acuerdo con la reacción (Gazea et al., 1996; Rosas Blas y Carranza Urbina, 2015):



La reacción de hidrólisis se produce abióticamente y depende del pH y de la concentración total de Fe³⁺.

En la figura de solubilidad de hidróxido férrico, se observa que en condiciones de equilibrio existen concentraciones insignificantes de hierro férrico disuelto a pH por encima de 3.

Como el resultado neto de la oxidación e hidrólisis del hierro es la producción de iones de hidrógeno, H^+ , los humedales naturales o construidos que reciben aguas neutras que contienen hierro comúnmente producen un flujo de salida con un pH final de 2.0 o 3.0 después de hidrolizarse la mayor parte del hierro (Gazea et al., 1996), y drenajes con un pH alcalinos son capaces de neutralizar dicha acides por lo que fueron diseñados para ese tipo de agua

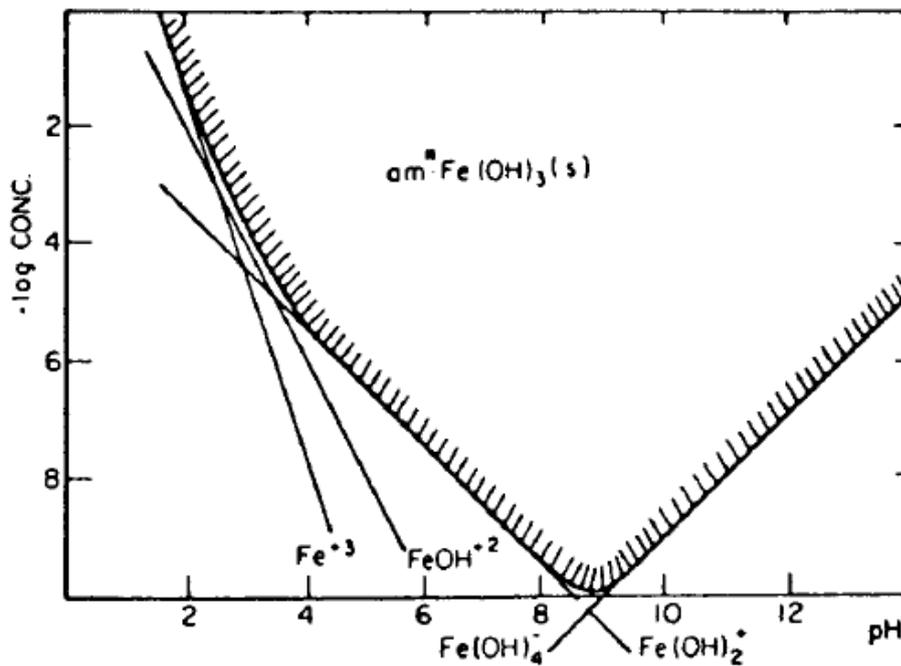


Figura 23: Solubilidad del hidróxido férrico

Fuente: (Gazea et al., 1996)

2.3.4.2. Proceso de reducción

Otro de los mecanismos más importantes surgidos en los sistemas anaerobios es la reducción de sulfato bacteriano anaeróbico que tiene lugar en el sustrato orgánico. En un sistema anaeróbico, las bacterias sulfato reductoras de la especie *Desulfovibrio* y *Desulfotomaculum*, usan el sulfato para oxidar la materia orgánica y liberan de bicarbonato y sulfuro de hidrógeno como productos de desecho, de acuerdo con las siguientes reacciones (Dar, Kleerebezem, Stams, Kuenen, y Muyzer, 2008; Gazea et al., 1996; Skousen et al., 1999):

El aporte de la alcalinidad se da por medio de las bacterias que catalizan la reducción disimilatoria de sulfato a sulfuro al transformar un ácido fuerte (sulfúrico) en un ácido relativamente débil (sulfuro de hidrógeno)(Johnson y Hallberg, 2005; Rosas Blas y Carranza Urbina, 2015), mediante las siguientes reacciones a diferentes condiciones (Piramid Consortium, 2003):

PH > 7



PH < 7

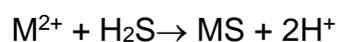


Donde CH₂O representa la materia orgánica.

Las bacterias sulfato reductoras se limita a ciertas condiciones ambientales. Parecen funcionar mejor a pH > 4, en presencia de una fuente de sulfato, concentraciones adecuadas de materia orgánica, y en ausencia de agentes oxidantes, tales como O₂, Fe³⁺ y Mn⁴⁺, requisitos que normalmente pueden satisfacerse en los ambientes anóxicos.

2.3.4.3. Formación de sulfuros metálicos

Producto de la generación de Sulfuros en el proceso de reducción descritos, los sulfuros de hidrogeno reacciona con metales disueltos presente en el DAR o DAM para formar sulfuros metálicos insolubles que precipitan posteriormente de acuerdo con la reacción (Gazea et al., 1996; Piramid Consortium, 2003):



La eliminación de metales disueltos en la forma sulfuro depende del pH, la solubilidad del sulfuro de metal específico, y las concentraciones de los reactivos. Las solubilidades de diversos sulfuros de metales comunes se presentan en la siguiente figura (Gazea et al., 1996); las cuales guardan relación a las mencionadas por (Machemer, Reynolds, Laudon, y Wildeman, 1993). Según la tabla

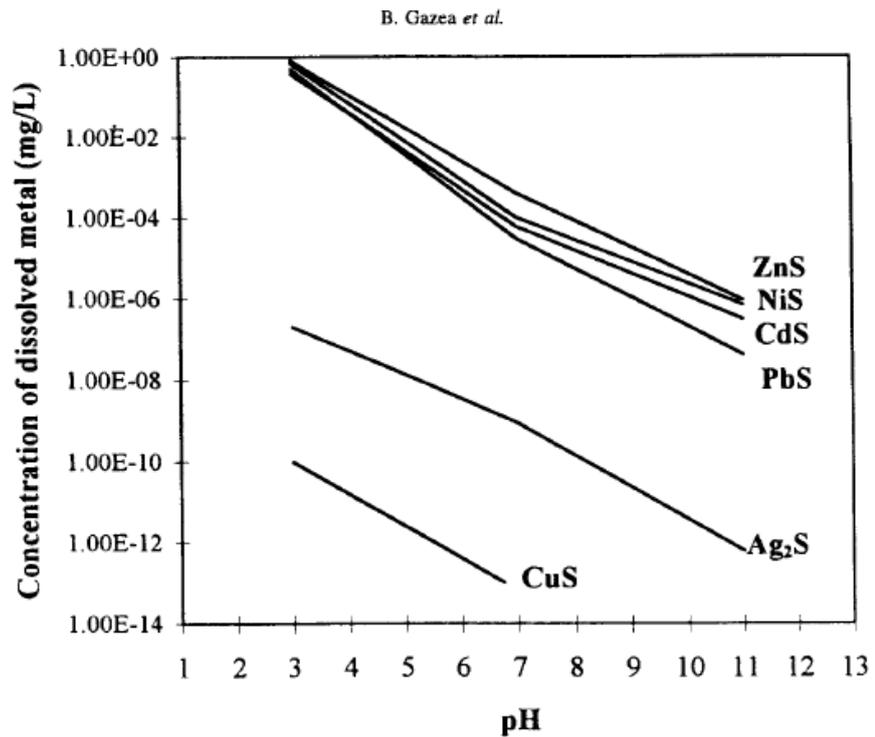


Figura 24: Solubilidad del hidróxido férrico

Fuente: (Gazea et al., 1996)

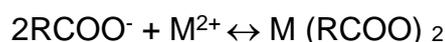
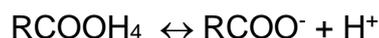
Cabe señalar que una condición esencial para que se produzca la precipitación de sulfuros es la presencia de materia orgánica suficiente para mantener un ambiente anaeróbico en el humedal. Por lo tanto, puede ser necesaria la adición periódica de materiales orgánicos seleccionados.

Aunque a pH bajo, se inhibe el crecimiento y la actividad de las bacterias reductoras de sulfato, su actividad da como resultado incrementos de pH en su entorno inmediato, lo que permite su actividad en los sedimentos bajo aguas extremadamente ácidas.

La reducción del sulfato bacteriana es potencialmente muy importante para las perspectivas a largo plazo de los humedales construidos. A diferencia del voluminoso lodo de cobertura que resulta de la oxidación e hidrólisis del hierro, los precipitados de sulfuro de hierro son más densos y se forman dentro del sustrato orgánico. Los procesos implicados son al revés de la oxidación de pirita; de hecho, la acidez es consumida por los procesos de reducción de sulfato.

2.3.4.4. Formación de complejos orgánicos

El intercambio de metales disueltos con los ácidos húmicos y fúlvicos, de los materiales orgánicos presentes, especialmente la turba, es otro posible mecanismo a través del cual los metales son retenidos temporalmente. Ambos grupos de compuestos tienen grupos carboxilo y ácido fenólico unidos a una molécula orgánica más grande y se disolverán fácilmente en soluciones básicas. El intercambio con metales se controla principalmente por estos grupos funcionales ácidos y se puede describir mediante las siguientes reacciones de equilibrio (Gazea et al., 1996):



La porción de ácido está representada por el grupo carboxílico, -COOH, que se disocia al carboxilo, - COO-, e iones de hidrógeno. El R- representa la parte inerte y orgánica del ácido húmico o fúlvico. Tras la disociación, el ion carboxilo puede reaccionar con el ion metálico M^{2+} formando un complejo.

Cuando el drenaje ácido cargado de metal se pone en contacto con materiales húmicos, dos son las posibles consecuencias: si los grupos ácidos del sustrato orgánico están suficientemente ionizados, la reacción de equilibrio de complejación del metal se desplazará fuertemente hacia la derecha. Por otro lado, si el sustrato ya exhibe una alta concentración de metal, cuando se pone en contacto con una solución ácida, la reacción anterior puede invertirse, dando como resultado la liberación de metales. En consecuencia, la capacidad de absorción de metal de los materiales húmicos es limitada. (Gazea et al., 1996)

Dependiendo del ion metálico específico, la adsorción funciona mejor a pH que van de 4 a 6.

2.3.4.5. Disolución del carbonato

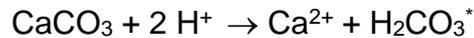
Otro método para añadir alcalinidad al agua ácida es a través del contacto directo con la piedra caliza; la cual se disuelve y produce de calcio y alcalinidad por el bicarbonato, esta última acidez neutralizante y de tamponamiento del pH (Gazea et al., 1996; Skousen et al., 1999).

La solubilidad de la piedra caliza depende del pH, temperatura y CO_2 .

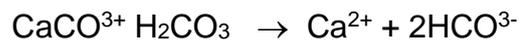
Por lo que a un:

pH <6,4.

En el contacto de la piedra caliza, la piedra caliza reacciona de acuerdo a la ecuación:



Se forma el CO_2 disuelto, observado convencionalmente como H_2CO_3^* , que es un ácido débil y continúa para reaccionar con la piedra caliza, produciendo calcio y la alcalinidad por el bicarbonato que está disponible para reacciones de neutralización de ácido presente (Strosnider y Nairn, 2010):



La eficacia de la neutralización con piedra caliza disminuye cuando las aguas contienen cantidades considerables de hierro ferroso y el contacto se da en un entorno oxidante. En este caso, la piedra caliza se recubre rápidamente con precipitados de hidróxido férrico, que disminuye la velocidad de disolución y la producción de alcalinidad prácticamente cesa. Sin embargo, en un entorno anóxico, el hierro disuelto permanece en el estado ferroso, Fe^{2+} , y no se produce la precipitación aun teniendo pH ácido. Por lo tanto, la disolución de piedra caliza y la posterior producción de alcalinidad proceden sin blindaje inhibitor. Además, la naturaleza cerrada de ambientes anaeróbicos permite que el aumento en la generación de la alcalinidad debido a los niveles elevados de CO_2 (Gazea et al., 1996; Skousen et al., 1999).

2.3.4.6. Adsorción de metales

La adsorción de partículas o de sustancias disueltas en la solución ya sea en la planta o la superficie de la matriz del sistema,

implica la desabsorción de otros metales tales como Ca, Mg, Na, K e iones de hidrógeno. La adsorción más efectiva sucede entre un pH de 4 a 6 dependiendo de los iones metálicos siendo los más difíciles del Mn, Zn y Cd.(Aliaga Zagarra, 2017)

La reacción es reversible y, por lo tanto, si haya cambios de condiciones, la desabsorción de metales puede ocurrir.

2.3.4.7. Absorción de metales por plantas

En adición a la absorción directa, los sistemas de una raíz crean micro ambientes que promueven los procesos de reducción y oxidación y generan biomasa para el soporte de otros procesos del humedal (Aliaga Zagarra, 2017).

2.3.5. Elección de tratamiento pasivo

Existen diferentes tipos de sistemas pasivos como se describió anteriormente. La elección del sistema adecuado se pueda dar por el "árbol de decisión" el cual sufrió modificación a lo largo de los años, empleado por (R. S. Hedin y Nairn, 1992; R. S. Hedin, Nairn, y Kleinmann, 1994). Donde muestra un flujo de decisiones posibles atendiendo al tipo de drenaje que podría encontrarse (Sanchez Rial y Ferreira Centeno, 2016).

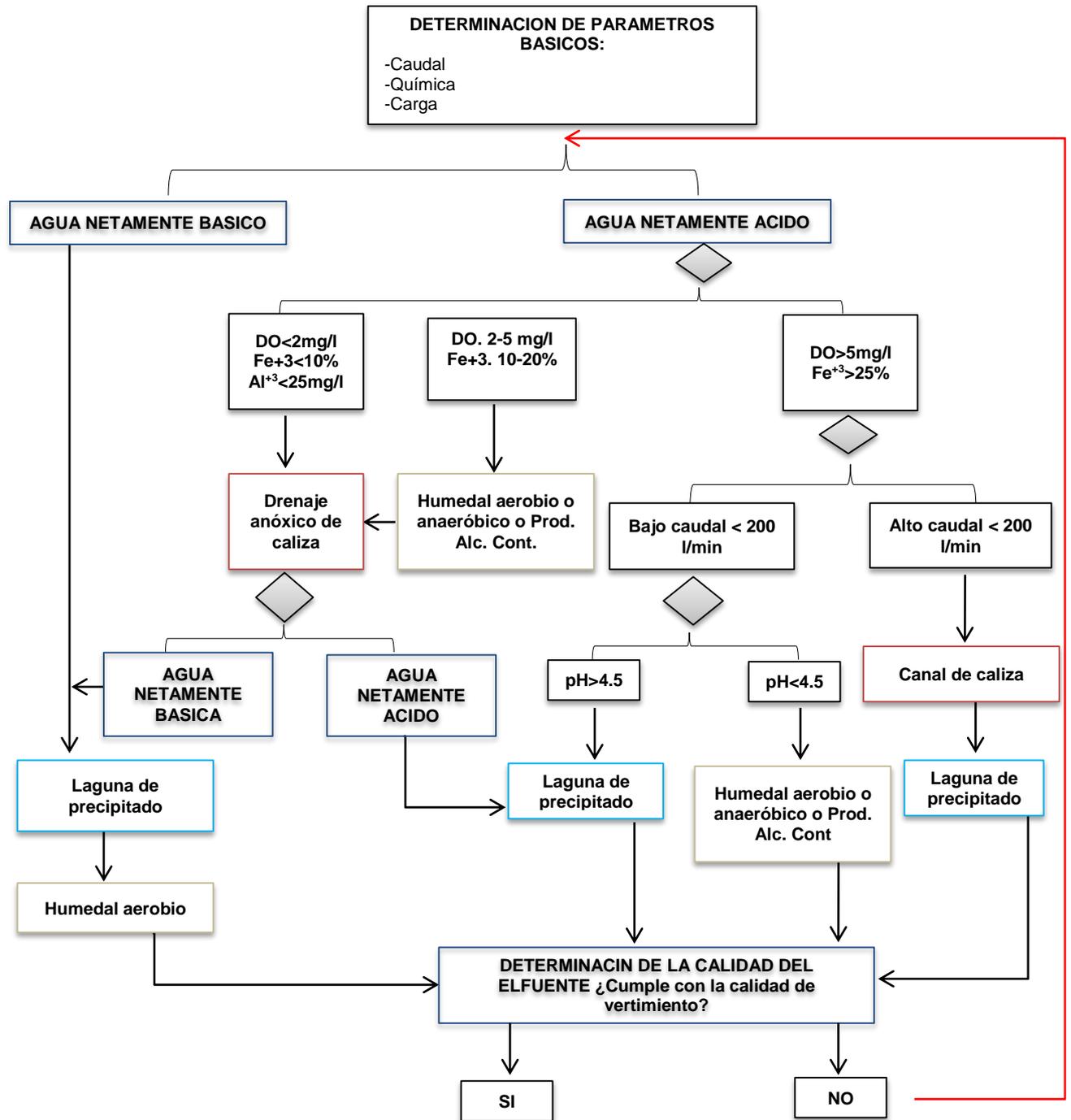


Figura 25: Árbol de decisiones
Fuente: (Sanchez Rial y Ferreira Centeno, 2016)

Entre otras alternativas para la elección del tipo de tratamiento es comprender la variedad de reacciones, la actividad biológica y los fenómenos de eliminación de metales e iones, presentes en los tratamientos pasivos, una manera de simplificar las cosas a un nivel

que se ajuste a la tabla periódica de tratamiento pasivo propuesta, se supone que las condiciones del potencial de oxidación y reducción (ORP) que prevalecen en los componentes comerciales típicamente controlarán las reacciones biogeoquímicas que ocurrir allí (James y Gusek, 2009).

Tabla 13: Condiciones de reducción y oxidación prevalentes en sistema de tratamiento pasivo convencional

Componente del sistema de tratamiento pasivo	Aeróbico (ORP > 0 mV) Condiciones de oxidación	Anaeróbico (ORP < 0 mV) Condiciones de reducción
Biorreactores químicos	x (capa superior 1-2 cm)	X (mayor parte de la celda)
Humedales aeróbicos	x	
Estanques de oxidación y decantación	x	
Canales anóxico de piedra caliza		x
Celdas de reducción (RAPS) y sistema de producción sucesiva de alcalinidad (SAPS)	X (capa superior 1-2 cm)	x (mayor parte de la celda)
Canales abiertos de piedra caliza y camas de piedra caliza	x	

Fuente: (James y Gusek, 2009)

Cuando las categorías de potencial de oxidación y reducción generales introducidas en la tabla se aplican al tratamiento de drenaje ácido y a la intervención de ciertos elementos se tiene una tabla periódica que describe cual sería el tratamiento más óptimo.

1													18					
1																		
H	2												13	14	15	16	17	He
Li	Be												B	C	N	O	F	Ne
11	12	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13		15	16	17		
Na	Mg											Al	Si	P	S	Cl	Ar	
19	20			23	24	25	26	27	28	29	30			33	34			
K	Ca	Sc	Ti	V	Cr	Mn	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	Ga	Ge	As	Se	Br	Kr	
					42					47	48			51				
Rb	Sr	Y	Zr	Nb	Mo	Tc	Ru	Rh	Pd	Ag	Cd	In	Sn	Sb	Te	I	Xe	
	56									79	80	81	82					
Cs	Ba	La*	Hf	Ta	W	Re	Os	Ir	Pt	Au	Hg	Tl	Pb	Bi	Po	At	Rn	
	88																	
Fr	Ra	Ac~	Rf	Db	Sg	Bh	Hs	Mt	---	---	---						---	



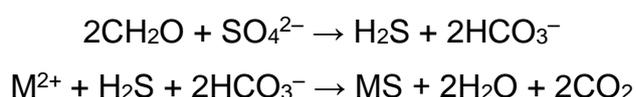
Figura 26: Tabla periódica propuesta para el tratamiento pasivo de drenaje ácido
Fuente: (James y Gusek, 2009)

El potencial redox alcanza sus valores mínimos (negativos) en los efluentes SAPS, lo que garantiza la presencia de reducción de las condiciones dentro de ese sistema. (Almudena Ordoñez, 1999)

2.3.6. Sistema de producción sucesiva de alcalinidad

La tecnología de los sistemas de producción sucesiva de alcalinidad (SAPS) o conocidos como humedales de flujo vertical (HFV), o sistemas de producción de reducción y alcalinidad (RAPS), es una combinación de un sistema de drenaje anóxico de caliza (ALD) y un humedal anaerobio (López Pamo et al., 2002; Ordonez y Loredó, 2012; Porter y Nairn, 2008; Rose y Dietz, 2002; Stuhlberg et al., 2007). En estos sistemas son capaces de tratar aguas altamente ácidas que contiene concentraciones elevadas de hierro,

aluminio y oxígeno disuelto (Jage, Zipper, y Hendricks, 2000), en ella se incorpora una somera lámina de agua que impide el paso del oxígeno a zonas inferiores, el agua primero fluye descendiendo a través de una capa de materia orgánica y después a través de un lecho de piedra caliza (Pyramid Consortium, 2003; Sthuhlberg et al., 2007), el efluente es evacuado a través de un sistema de drenaje que atraviesa el lecho de caliza (Jarvis, 2000; Krohn, 2007). Cuando el drenaje ácido de mina pasa a través de la materia orgánica se remueve el oxígeno disuelto, el hierro férrico presente se reduce a hierro ferroso y el ferroso se mantiene en su forma, se reduce los iones sulfatos a la forma de sulfuros, que posteriormente forman sulfuros metálicos. Generalmente las bacterias sulfurreductoras crean un pH superior a 4.5, lo que obliga que la precipitación de los hidróxidos de aluminio comience a darse en la capa orgánica (Jarvis y Watson, 2016; Ji, Kim, y Ko, 2008; Sthuhlberg et al., 2007; K. Taylor et al., 2016), con lo que se evita el recubrimiento producto de la precipitación de hidróxidos, mediante la siguiente ecuación.



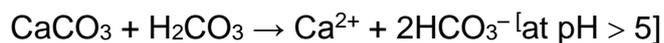
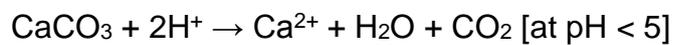
El oxígeno disuelto del drenaje ácido de mina es consumido por bacterias que degradan componentes presentes en la capa orgánica, el cual es utilizando como fuente de alimento y energía.

En un ambiente reductor adecuado, se produce una reducción del sulfato mediada por bacterias, que puede conducir a la generación de gas de sulfuro de hidrógeno y / o posteriormente a la precipitación de metales (Guevara Eslava, 2012; Jarvis y Watson, 2016).

Las bacterias sulfato-reductoras en la zona anaeróbica de la capa orgánica generaran alcalinidad al transformar un ácido fuerte

(sulfúrico) en un ácido relativamente débil (sulfuro de hidrógeno) (Johnson y Hallberg, 2005).

Cuando el agua fluye a través de lecho de caliza, su condición anóxica evita la deposición de hidróxido metálico sobre las superficies de las gravas. De esta manera la alcalinidad se va incrementando de forma progresiva través de la disolución de piedra caliza, evitando los incomodos recudimientos sobre las gravas de caliza (Guevara Eslava, 2012).



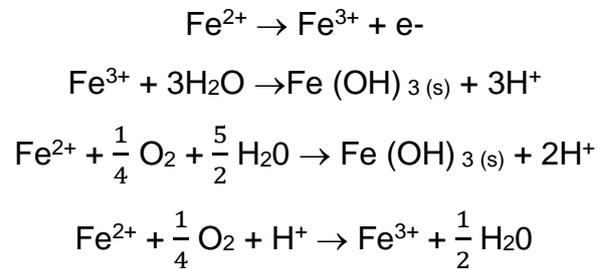
El flujo de salida del sistema de flujo generalmente fluye a un estanque y/o humedal en el que Fe^{+2} se oxida a Fe^{+3} y se precipita (Rose y Dietz, 2002).

Los procesos clave que tienen lugar en SAPS son:

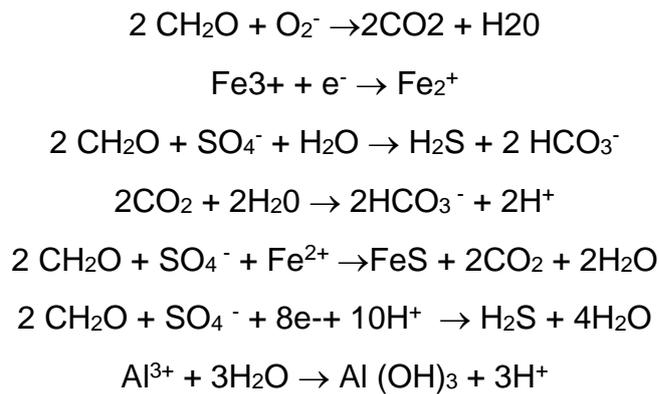
- Aumento del pH a través de la disolución de la piedra caliza y la actividad de SRB (liberación de bicarbonato de reducción de sulfato a sulfuro)
- Reducción de hierro férrico y eliminación de oxígeno en la capa orgánica para prevenir recubrimiento en la piedra caliza;
- Hidrólisis de aluminio y otros compuestos en la capa orgánica.

Las reacciones individuales que se forma dentro del proceso, a través de las diferentes capas son descrita por medio de las siguientes ecuaciones (Rich, 2006):

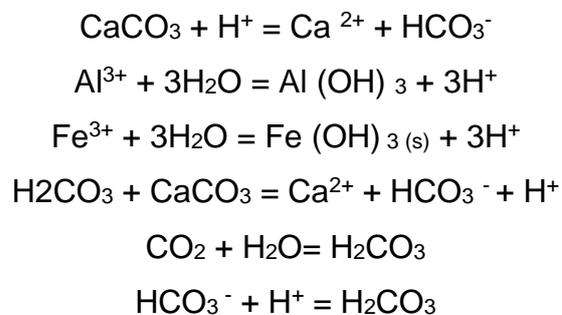
Capa de agua



Capa de Materia orgánica



Capa de piedra caliza



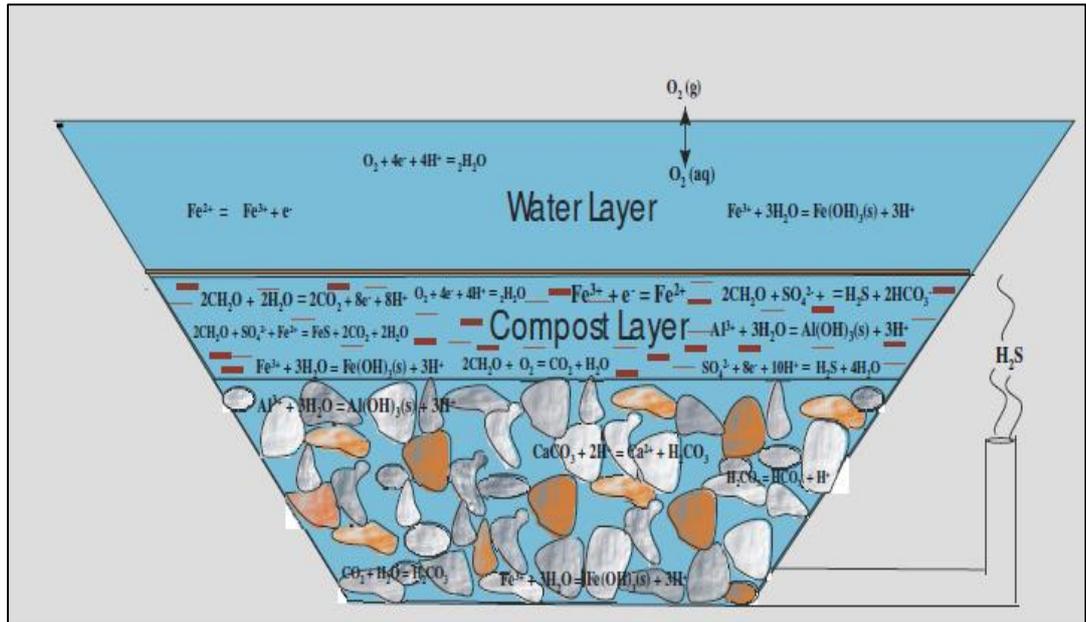


Figura 27: Reacciones dentro del SAPS

Fuente: (Rich, 2006)

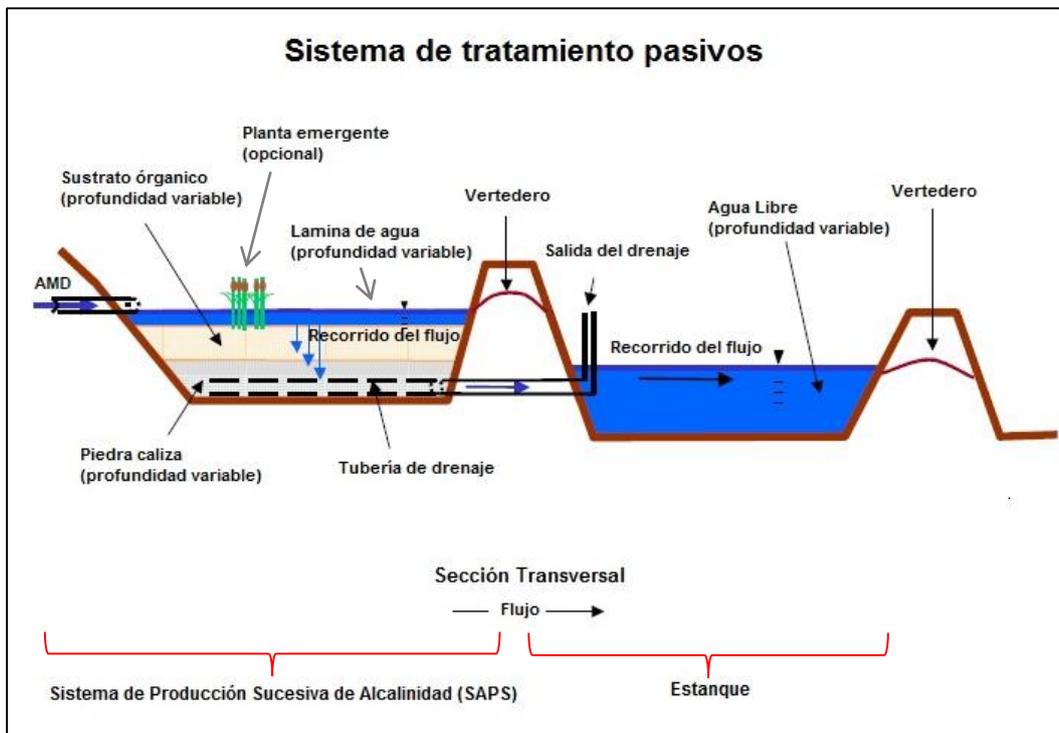


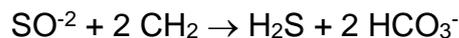
Figura 28: Sistema Pasivo (SAPS y Estanque)

Fuente: (Rose y Dietz, 2002).

2.3.7. Factores que influyen en la remoción de hierro

2.3.7.1. Tipo de sustrato orgánico

La importancia de la incorporación del sustrato orgánico es proporcionar una fuente de carbono y mantener el flujo a través del sistema (Sheoran et al., 2010), necesarios para la generación de alcalinidad, pudiendo usar una serie de materiales, entre ellos pudiendo ser compost, estiércol, hongos en descomposición, turba, heno, aserrín, entre otros materiales. (Garayar y Danilo, 2016; Mihaela et al., 2011), ya que las bacterias presentes en el sustrato como la *Desulfotomaculum* utiliza al mismo como fuente de carbono expresado como CH_2O ., mediante la siguiente reacción (Enrique, Rial, Pablo, y Centeno, 2016)



En muchos países evaluaron sistemas SAPS con diferentes sustratos orgánicos, es el caso de Sudáfrica donde realizaron ensayos con aguas ácidas de minería, emplearon como sustrato orgánico una mezclas de rumen y residuos de césped cortado, la principal ventaja de la aplicación de estos procesos biológicos consistió en el manejo de las fuentes de carbono como fuentes de energía para los microorganismos, que además causó una excelente producción de etanol por la fermentación de materia orgánica con el rumen; además, se aprovechó que los microorganismos en el rumen viven en simbiosis, relaciones que facilitan la digestión (Salazar Giraldo et al., 2012).

Cohen y Staub en 1992, citado por (Sheoran et al., 2010) utilizaron estiércol de vaca compostado y heno en una proporción de 4 a 1 en volumen. El heno sirvió como agente de carga para ayudar a mantener la conductividad hidráulica. El pH del estiércol fue 8-9 y tenía una gran capacidad de tamponamiento. La materia orgánica en

el estiércol se descompone en formas disponibles para las bacterias y se generan bajos potenciales redox haciendo que las condiciones sean ideales para las bacterias sulfato-reductores.

La US Environment Protection Agency diseñó un bioreactor con substrato de materia orgánica (básicamente aserrín y guano de vaca), manteniendo en ella una población de bacterias sulforeductoras, para el tratamiento de aguas acidas de un Pique en la Mina Lilly/ Orphan Boy Montana (USA). (Enrique et al., 2016).

La elección de materiales orgánicos voluminosos utilizados varía de acuerdo con la disponibilidad local, así como su efectividad comprobada, aunque generalmente, los compost se preparan mezclando materiales relativamente biodegradables (por ejemplo, estiércol de vaca o caballo, o compost de champiñones) (Johnson y Hallberg, 2005).

Tabla 14: Caracterización de materiales orgánicos naturales utilizados como sustratos en biorreactores discontinuos

	Viruta de madera de roble	Aserrín	Paja cortada de arroz	Estiércol de vaca	Compost de hongos
Parámetros fisicoquímicos					
pH	3.95-3.99	4.78-4.85	6.11-6.16	6.64-6.70	7.64-7.67
Contenido de agua (%)	9.6	9.0	11.0	66.3	49.3
Total de sólidos volátiles (% p / p)	99.7	99.2	84.6	79.2	55.8
DOC (mg l ⁻¹)	<0.5	633 ± 89	2923±221	2011 ± 26	3146 ± 142
Conteos microbiológicos (células ml ⁻¹) Bacterias Sulfato-reductoras (SRB)	<20	<20	<20	7.0 x 10 ¹	1.7 x 10 ³

Fuente: (Mihaela et al., 2011)

2.3.7.2. Tiempo de retención (TDR)

La distribución del tiempo de retención representa el tiempo que varias fracciones de fluido (drenaje ácido) pasan por el sistema, y por

lo tanto es la distribución del tiempo de contacto para el sistema (Kadlec, 1994)

La función TDR puede medirse inyectando un trazador inerte en la entrada del sistema, y luego se mide la concentración del trazador como una función del tiempo en la salida del sistema, descrito como:

$$E_t = \frac{Q_E C_t}{\int_0^{\infty} Q_E C_t dt} = \frac{C_t}{\int_0^{\infty} C_t dt}$$

La mayoría de la literatura sobre hidrología, define un tiempo de residencia nominal (también llamado tiempo de detención) como la relación del volumen de agua en el sistema dividido por la tasa de flujo volumétrico del agua a través del humedal, representado por la siguiente ecuación (Kadlec, 1994; Rashta López, 2013).

$$T = V / Q$$

Donde V = volumen de agua en el humedal (m³); y T = tiempo de residencia nominal, (día).

La cual puede ser expresado por:

$$T = (A \times H \times \rho) / Q$$

Donde A = superficie del sistema, H = altura del sistema y ρ = porosidad del medio (Aduvire, 2006)

El tiempo de retención, en los sistemas pasivos determinan que el sistema tenga éxito o fracase, ya que tienen que ver con los procesos físicos como la sedimentación de las partículas, con la solubilización de un medio de tratamiento, procesos químicos y procesos biológicos. (Hilton et al., 2003). Es el caso para la remoción de hierro, los sistemas pasivos requieren un mayor tiempo por ser procesos biológicos, se utilizara tiempos cercanos sugeridos en la literatura que

menciona no menor a 15 horas (Watzlaf George R.; Kairies, 2002), así mismo influye en la generación de alcalinidad y remoción de hierro siguiendo lo mencionado por (Jage et al., 2000).

(Kusin, 2013) en su estudio “Una revisión de la importancia del tiempo de residencia hidráulica en el diseño mejorado de los sistemas de tratamiento de agua de minas” menciona tiempos de retención usados en diferentes proyectos, descritos en el siguiente cuadro:

Tabla 15: Tiempos de residencia hidráulicos en varios sistemas de tratamiento pasivo.

Sistema de tratamiento	Tiempo real de retención
RAPS	4-8 d
Humedales (agua de mina)	2-3d
RAPS a gran escala	57 h
RAPS a escala piloto	7.5 h
Humedal a escala piloto	53-55 h
Humedal a gran escala (aguas residuales y escorrentía agrícola)	60h

Fuente: (Kusin, 2013)

2.3.7.3. Altura de lámina de agua

La lámina de agua es la barrera principal para que no exista el intercambio de oxígeno, teniendo procesos de oxidación e hidrólisis de metales en las capas superficiales mientras que también se llevan a cabo mecanismos de reducción microbiana y química bajo la superficie que llevan a la precipitación de los metales y la neutralización del ácido. (Enrique et al., 2016).

El nivel de agua sobrenadante en los SAPS generalmente es controlado por medio de la tubería de salida (K. Taylor et al., 2016).

2.3.8. Caracterización de las aguas ácidas de las bocaminas de Azalia.

Según el estudio realizado por AMSAC (Plan de Cierre de la Ex mina Goyllarisquizga), se identificó tres bocaminas, de las cuales la bocamina principal presenta un drenaje ácido constante con un caudal aproximado de 1.6 l/s, afectando la Quebrada de Puyush, cuyos efluentes desembocan en el río Ushgoya.



Figura 29: Drenaje ácido de mina de las filtraciones de las bocaminas de Azalia

Fuente: Fotografía propia.

De acuerdo a los datos obtenidos en los monitoreos realizados periódicamente por AMSAC en el sistema de tratamiento, se tiene las características fisicoquímicas de las aguas que se emplearían en el sistema. Estos datos serán útiles para establecer algunos criterios y/o parámetros a tener en cuenta en la implementación de los sistemas pasivos a escala piloto.

Tabla 16: Caracterización de filtraciones a tratar

PARÁMETRO	UNIDAD	AZALIA
pH	Unidad de pH	2.31
Sólidos Totales en Suspensión	mg/L	47
Aceites y grasas	mg/L	<1
Cianuro Total	mg/L	0.014
Arsénico Total	mg/L	<0.0001
Cadmio Total	mg/L	0.006
Cromo Hexavalente	mg/L	<0.01
Cobre Total	mg/L	0.075
Hierro (Disuelto)	mg/L	321.2
Plomo Total	mg/L	<0.006
Mercurio Total	mg/L	<0.0001
Zinc Total	mg/L	3.750
Temperatura	°C	13.80
Conductividad	µS/cm	4350

Fuente. Reporte de monitoreo semestral. Activos Mineros 2016.

2.4. Marcos Conceptuales

AMSAC: Activos Mineros SAC.

Alcalinidad: Medida de la capacidad de un agua para captar protones (H⁺) o de su capacidad para ceder hidroxilos (OH⁻)

Aerobio: Proceso que se desarrolla en presencia de oxígeno

Anaerobio: Proceso que se desarrolla en ausencia de oxígeno.

Anóxico: Ambiente libre de oxígeno que puede ser altamente reductor.

Bacterias: Microorganismos unicelulares que al igual que las archaeas son procariotas. Son los microorganismos más abundantes del planeta, dividiéndose en autótrofas y heterótrofas.

Bacterias Sulfato reductoras: Grupo de bacterias estrictamente anaeróbicas que respiran utilizando el SO₄⁻² como aceptores de electrones.

Caliza: Roca sedimentaria (generalmente de origen orgánico) carbonatada que contiene al menos un 50% de calcita (CaCO₃).

Catalizador: Microorganismos que funcionan como catalizadores los cuales hacen que la reacción se lleve más rápido de lo normal, cuando lo normal y lo que está dentro de las condiciones correctas para el medio es que sea una reacción lenta y al verse afectado por estos seres es cuando el planeta se ve afectado.

Demanda bioquímica de oxígeno: Parámetro indicador de contaminación de agua, que mide el contenido en el agua de sustancias bioquímicamente degradables.

Drenaje: Vías de evacuación de efluentes condicionadas a la topografía del terreno.

Grava: Material redondo, producto de la desintegración, natural o artificial, de cualquier tipo de roca, especialmente de aquellas ricas en cuarzo, cuyo tamaño es superior a 2mm de diámetro.

Factores ambientales: aquellos que son necesarios para el proceso de generación de drenaje minero. Estos factores son principalmente el agua y el oxígeno.

Flujo a pistón: Patrón de flujo mediante el cual las partículas contaminantes van a disminuir a medida que van atravesando el medio, bajo las condiciones óptimas de operación.

Hierro: Elemento químico de número atómico 26; es un metal del grupo de los elementos de transición, que es un muy abundante en la naturaleza formando compuestos.

Impacto ambiental: Alteración o cambio en el ambiente que se da como resultado directo o indirecto de actividades humanas.

Lodo: Suspensión de un sólido en un líquido, de consistencia pastosa, emitida como efluente en diferentes procesos de tratamiento de residuos.

Materia Orgánica: Son aquellas sustancias químicas basadas en carbono, hidrógeno y oxígeno, y muchas veces con nitrógeno, azufre,

fósforo, boro y halógenos (Delgadillo, Camacho, y Serie, 2010), para el trabajo descrito comprenden compuesto de abono como son el guano de oveja, cuy, caballo, alpaca.

Metales pesados: Componentes naturales de la corteza terrestre de alto peso atómico.

Sistemas Pasivos: Los tratamientos pasivos se basan en procesos de origen natural geoquímico y procesos biológicos con el fin de mejorar la calidad de las aguas influentes con requisitos de operación y mantenimiento mínimos (Gazea et al., 1996).

Oxígeno Disuelto: Cantidad de oxígeno que puede contener el agua a una temperatura determinada.

Sustrato: Los sustratos es el material que, proporcionar sitios para la bioquímica y transformaciones químicas, y proporcionar sitios para la almacenamiento de contaminantes eliminados, entre ellos se incluyen tierra, arena, grava y materiales orgánicos (Luise Davis, 1995).

CAPITULO III: ÁSPECTOS METODOLOGÍA

3.1. Análisis de modelo

3.1.1. Lugar de investigación

La presente investigación se llevó a cabo en el departamento de Pasco, provincia Daniel Alcides Carrión, distrito Goyllarisquizga en las instalaciones de la ex mina de Goyllarisquizga sector Azalia, delimitadas por las siguientes coordenadas:

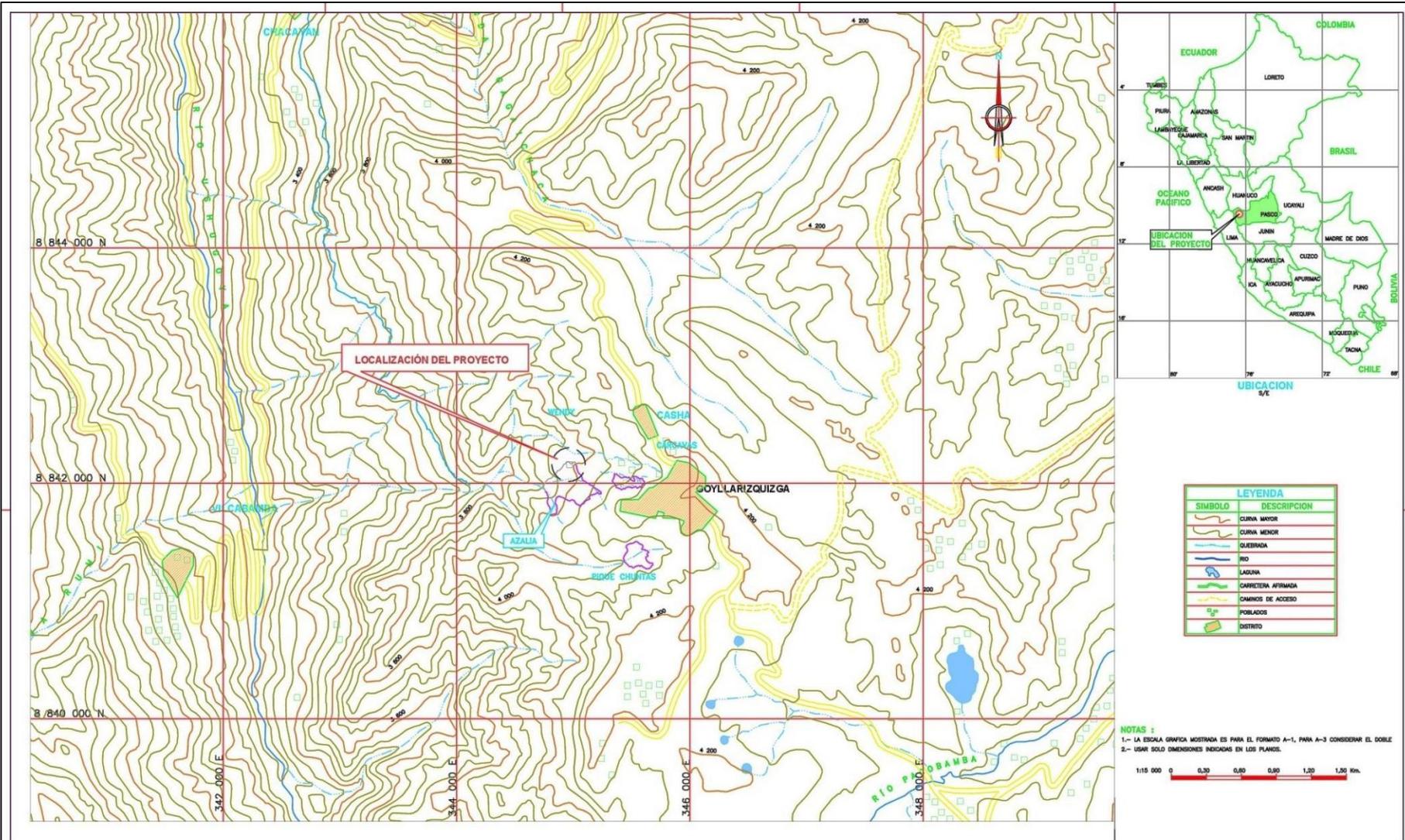
Tabla 17: Ubicación de la remediación de Azalia

VERTICE	COORDENADAS UTM. (PSAD-56)		COTA m.s.n.n.
	NORTE	ESTE	
Azalia A	8'842,107,118	344,962.779	4,032.009
Azalia B	8'842,126.77	344,862.341	4,025.829

Fuente. Estudio básico del plan de cierre Goyllarisquizga, 2014

Donde se ubican bocaminas, desmonteras, cárcavas, piques, etc. Que generan infiltraciones ácidas, que son recolectadas por medio de tuberías y tratadas por el sistema artesanal convencional, cuyo efluente son descargados hacia la quebrada Puyush.

Parte del drenaje ácido fueron derivadas hacia los pilotos instalados, de la presente investigación.



LEYENDA	
SÍMBOLO	DESCRIPCIÓN
	CURVA MAYOR
	CURVA MENOR
	QUEBRADA
	RIO
	LAGUNA
	CARRITERA AFIRMADA
	CAMINOS DE ACCESO
	POBLADOS
	DISTRITO

NOTAS :
 1.- LA ESCALA GRÁFICA MOSTRADA ES PARA EL FORMATO A-1, PARA A-3 CONSIDERAR EL DOBLE
 2.- USAR SOLO DIMENSIONES INDICADAS EN LOS PLANOS.



Mapa de ubicación

DIBUJO: SEHA	APROBADO:	DISEÑO: SONIA ERIKA HUACANQUI APAZA	PROYECTO: CIERRE DE LA EX MINA GOYLLARIZQUIZGA	LAMINA: U-01
FECHA: SEPTIEMBRE 2017			PLANO: PLANO UBICACION	
ESCALA: GRÁFICA				
UBICACION: EX MINA DE CARSON-AZALIA	DIST: GOYLLARIZQUIZGA	PROY: ALCIDES CARRION	DEP: CERRO DE PASCO	

3.1.2. Unidad de Análisis

Constituyeron la medición de concentración de hierro total de las muestras tomadas de los sistemas pilotos.

3.1.3. Población de Estudio

Drenaje ácido de las bocaminas de Azalia, que registra un promedio anual de 0.92 l/s.

3.1.4. Tamaño de Muestra

Constituyeron las muestras compuestas de drenaje ácido provenientes de las bocaminas de Azalia, que fueron derivadas al sistema piloto, comprendidas entre 500ml.

3.1.5. Selección de la Muestra

Se eligió las muestras provenientes de las infiltraciones de Azalia con características de pH 2 ± 0.5 y contenido de hierro de 300 ± 50 mg/l.

3.1.6. Procedimiento Experimental.

El tipo de investigación de acuerdo a la finalidad, es aplicativa; de acuerdo a la técnica de contrastación, es experimental. Según la temporalidad las investigaciones son transversales y longitudinales, en la investigaciones transversales la unidad de observación se registra en un corte del tiempo, por el contrario las longitudinales la unidad de observación son evaluadas de forma sucesiva o secuencial en un determinado periodo (Bono Cabré, 2012), por lo que en la presente investigación al ser longitudinal permiten evaluar los procesos de cambio y sus posibles causas en un determinado tiempo.

Los sistemas SAPS fueron adaptados por un proceso de 6 meses, evaluando en el transcurso parámetros de campo, como temperatura, pH, conductividad eléctrica.

Para la demostración de la hipótesis se realizó un diseño experimental factorial (2^3), con dos repeticiones, de modo que proporcione la información buscada con el menor número de experimentos.

En este diseño, cada factor se estudia a dos niveles y sus experimentos contemplan todas las combinaciones de cada nivel de un factor con todos los niveles de los otros factores (Ferré, 2011).

Factor “T”: Tiempo de retención

$T_1=24h$

$T_2=48h$

Factor “H”: Altura de lámina de agua

$H_1=10cm$

$H_2=20cm$

Factor “S”: Sustrato orgánico

$S_1=Guano\ de\ Alpaca$

$S_2=Guano\ de\ Vaca$

3.1.6.1. Tiempo de retención

El tiempo de retención hidráulica, tiene influencia directa en la velocidad de los procesos, principalmente en los biológicos, por lo que requieren tiempos elevados para la remoción de metales (Hierro), por consiguiente requieren gran cantidad de área, lo que le hace de un elevado coste (López, 2011), los tiempo sugeridos y empleados por muchos autores es por encima de las 15 horas (Watzlaf George R.; Kairies, 2002).

(Kusin, 2013) en su estudio “Una revisión de la importancia del tiempo de residencia hidráulica en el diseño mejorado de los sistemas de tratamiento de agua de minas” menciona tiempos de retención usados en diferentes proyectos, descritos en la siguiente tabla:

Tabla 18 Tiempos de residencia hidráulicos en varios sistemas de tratamiento pasivo.

Sistema de tratamiento	Tiempo real de retención
RAPS	4-8 d
Humedales (agua de mina)	2-3d
Presente investigación	1-2 d
Humedal a gran escala (aguas residuales y escorrentía agrícola)	60h
RAPS a escala piloto	7.6h

Fuente: Kusin F, 2013.

La presente investigación busca optimizar la remoción de hierro con el menor tiempo de retención, considerando que se encuentra directamente proporcional con el área que ocuparía el sistema a escala real, los tiempos seleccionado se encuentran por encima a los sugerido por Watzlaf George R.; Kairies de 15 horas, en la presenta investigación los niveles de la variables tiempo son de 24 y 48 horas

lo que nos permite dar una medición constante de manera diaria (24h) e inter-diaria(48h) a los parámetros de campo, manejo y mediación de caudal a una horario establecido, así mismo permitiendo el manejo de los caudales para un sistema continuo.

3.1.6.2. Altura de lámina de agua

La lámina de agua es la barrera principal para que no exista el intercambio de oxígeno, según la literatura en semejanza con los humedales anaerobios, no supera los 30cm, (Sanchez Rial y Ferreira Centeno, 2016), teniendo procesos de oxidación e hidrólisis de metales en las capas superficiales mientras que también se llevan a cabo mecanismos de reducción microbiana y química bajo la superficie que llevan a la precipitación de los metales y la neutralización del ácido.

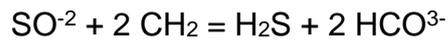
(Aguilar Díaz y Aguilar Díaz, 2017), realizaron pilotos empleando alturas de lámina de agua de 10 y 20cm, obteniendo eficiencias adecuadas en la remoción de metales.

Así mismo al realizar la pre-experimentación para determinar el sustrato orgánico se trabajó con pilotos a menor escala, con una altura de lámina de 5cm, llegando a una remoción de hasta un 60%, no obstante, se observó la presencia de precipitados de hidróxidos en la capa superficial a partir de la segunda semana, por lo que se descartó dicha altura y se continuo con la metodología empleada por (Aguilar Díaz & Aguilar Díaz, 2017), trabajando con 10 y 20 cm.

3.1.6.3. Tipo de sustrato orgánico

Uno de los sustratos necesarios para la generación de alcalinidad es el orgánico, entre ellos pudiendo ser compost, estiércol, hongos

en descomposición, turba, heno, aserrín, entre otros materiales (Garayar y Danilo, 2016), ya que las bacterias presentes en el sustrato como la *Desulfotomaculum* utiliza al mismo como fuente de carbono expresado como CH_2O ., mediante la siguiente reacción (Sanchez Rial y Ferreira Centeno, 2016).



En Sudáfrica se realizaron ensayos con aguas ácidas de minería y con mezclas de rumen y residuos de césped cortado, la principal ventaja de la aplicación de estos procesos biológicos consistió en el manejo de las fuentes de carbono como fuentes de energía para los microorganismos, que además causó una excelente producción de etanol por la fermentación de materia orgánica con el rumen; además, se aprovechó que los microorganismos en el rumen viven en simbiosis, relaciones que facilitan la digestión (Salazar Giraldo et al., 2012).

AMSAC mediante una investigación realizada por la contratista Consocio MGA Diraccontrol en el 2016, detalla que el estiércol de vaca es adecuado para dicho proceso, por el tipo de sistema digestivo perteneciente a los “rumiantes” la cual presenta bacterias sulforeductoras, por lo que se proponen diseñar sistemas pasivos (SAPS) con dicho sustrato para tratar los drenajes de la Relavera ubicada en la Zona Michichillay, región Cajamarca.

La US Environment Protection Agency diseñó un bioreactor con sustrato de materia orgánica (básicamente aserrín y guano de vaca), manteniendo en ella una población de bacterias sulforeductoras, para el tratamiento de aguas acidas de un Pique en la Mina Lilly/ Orphan Boy Montana (USA) (Sanchez Rial y Ferreira Centeno, 2016).

La elección de materiales orgánicos voluminosos utilizados varía de acuerdo con la disponibilidad local, así como su efectividad comprobada, aunque generalmente, los compost se preparan mezclando materiales relativamente biodegradables (por ejemplo, estiércol de vaca o caballo, o compost de champiñones) (Johnson & Hallberg, 2005).

Por lo que se consultó con pobladores del centro poblado de Goyllarisquizga la disponibilidad de los mismos y se realizó una pre-experimentación, se trabajó con 3 tipos de guano, de alpaca (s1), caballo (s2) y cuy (s3). Teniendo mejor resultado con el guano de Alpaca.

Tabla 19: Resultados de remoción de hierro

Código	mg/l - Fe	% Remoción
E	343.8	
S1	129	62%
S2	268	22%
S3	285	17%

Fuente: (Elaboración propia, 2016)

Considerando lo descrito se emplea los sustratos orgánicos estiércol de vaca y alpaca.

A lo largo de los años siguen con las investigaciones, evaluando diferentes variables que afectan el proceso de remoción de diferentes metales, la neutralización de la acidez, de aguas acidas de mina, entre ellas las empleadas en esta investigación, se detalla un cuadro donde diferentes autores citan las variables seleccionadas.

Tabla 20: Comparación de parámetros empleados y el proyecto de Tesis

Fuente	Parámetros: Tipo de sustrato, altura de lámina de agua y tiempo de retención		
	De la fuente	Del proyecto	
(Luise Davis, 1995)	Sustrato orgánico	Compost	
(Nairn y Mercer, 2000)		Hongos	
(Inga, 2011)		Guano: caballo, vaca, cabra, cordero.	
(Lopez Gutierrez, 2011)		Guano de bovino	
(Ordoñez, Loredó, y Pendás, 2012)		Compost	Guano de vaca y alpaca
(AMSAC, 2015)		Guano de vaca	
(Gandy et al., 2016)		Compost BSI PAS 100 (45% v / v), astillas de madera (45% v / v) y lodo activado de PTAR (10%)	
Pre - experimentación		Guano de alpaca, cuy y caballo	
(Aguilar Díaz y Aguilar Díaz, 2017)	Lámina de agua	10 y 20 cm	10 cm y 20 cm
(Gandy et al., 2016)		20 cm	
(Jarvis y Watson, 2016)		30 cm	
(R. Hedin, 2016)		60 cm	
(Gandy et al., 2016)	Tiempo de retención	T= 7.5 – 14.5 h	
(Jarvis y Watson, 2016)		T=14h	
(Ordoñez et al., 2012)		T=3.5 d	1 y 2 d

Fuente: Elaboración propia. 2016.

Tabla 21: Matriz de experimentación

FACTORES	DOMINIO EXPERIMENTAL	
	NIVEL (-)	NIVEL (+)
T: Tiempo de retención (h)	24	48
H: Altura de lámina de agua (m)	10	20
S: Sustrato orgánico	Guano de alpaca	Guano de vaca

Fuente: Elaboración propia.

Tabla 22: Plan de experimentación

PLAN DE EXPERIMENTACION		
Nº	Clave	Descripción
1	T ₁ H ₁ S ₁	24h+10cm+ Guano de alpaca
2	T ₁ H ₁ S ₂	24h+10cm+ Guano de vaca
3	T ₂ H ₁ S ₁	48h+10cm+ Guano de alpaca
4	T ₂ H ₁ S ₂	48h+10cm+ Guano de vaca
5	T ₁ H ₂ S ₁	24h+20cm+ Guano de alpaca
6	T ₁ H ₂ S ₂	24h+20cm+ Guano de vaca
7	T ₂ H ₂ S ₁	48h+20cm+ Guano de alpaca
8	T ₂ H ₂ S ₂	48h+20cm+ Guano de vaca

Fuente: Elaboración propia.

Para el diseño del experimento se consideró que el sistema SAPS es el único sistema interviniente en los resultados finales de remoción de hierro.

3.2. Diseño del sistema a emplear

3.2.1. *Diseño del sistema de producción sucesiva de alcalinidad*

Los SAPS, son sistemas mixtos que producto de la piedra caliza se realiza una acción química y por el sustrato orgánico una acción biológica (Aguilar Díaz y Aguilar Díaz, 2017).

Los SAPS empleado en la experimentación son formados por tres capas, una superior de agua embalsada de 20 cm y 10 cm, seleccionados por ser altas ya manejadas por (Aguilar Díaz y Aguilar Díaz, 2017) y presentar alto porcentaje de remoción de metales, los cuales fueron descritos en el procedimiento experimental y antecedentes, una intermedia formada por materia orgánica, empleado en un sistema guano de vaca, seleccionado por ser descrito por muchos autores por la gran eficiencia en la remoción de metales y el gran contenido de bacterias sulfureductoras y en otro guano de alpaca seleccionado por la experimentación realizada por los sustratos de mayor abundancia en el distrito de goyarisquizga, teniendo una eficiencia de 62% los cuales fueron detallados en el procedimiento experimental, y una capa inferior constituida por una capa de piedra caliza de 2.5cm para ambos sistemas. Todo esto se dispone en una especie de tanque cuyas dimensiones son de longitud 1.2m, de ancho 1m y de altura 1m. En el cual se hace fluir el agua de forma vertical, de modo que vaya atravesando todo el conjunto de capas que componen el sistema.

Para la evaluación se dispuso 2 tanques, con el fin de estabilizar la materia orgánica y con ello ir adaptando a los microorganismos presentes al drenaje ácido, fue realizado por un periodo de 4 meses, el tanque A fue compuesto por guano de alpaca y el tanque B guano de vaca.

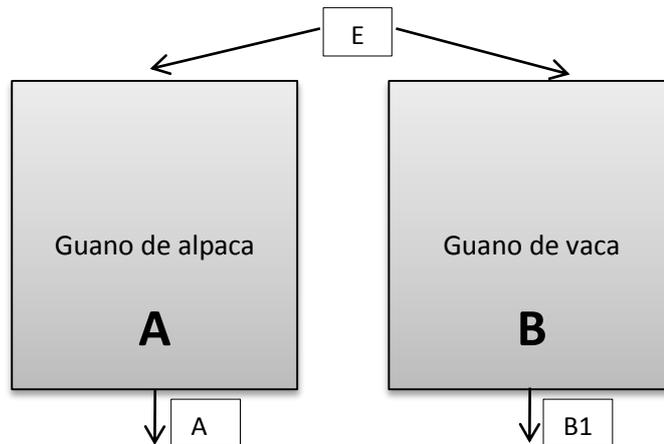


Figura 30: Configuración de los sistemas SAPS.
 Fuente: Fotografía propia

La altura La altura de lámina fue trabajada con 10 y 20 cm los cuales fueron seleccionados por ser alturas ya empleadas por (Aguilar Díaz y Aguilar Díaz, 2017) y presentar alto porcentaje de remoción de metales, los cuales fueron descritos en el procedimiento experimental y antecedentes. En el periodo de adaptación del sustrato orgánico se realizó con 20cm. Para la evaluación según el proceso experimental se redujo a 10cm y posteriormente se aumentó a 20cm, y se controló el tiempo de retención manejando los caudales al ingreso de los sistemas mediante válvulas. La conformación transversal del sistema a diferentes alturas se presenta en las siguientes imágenes.

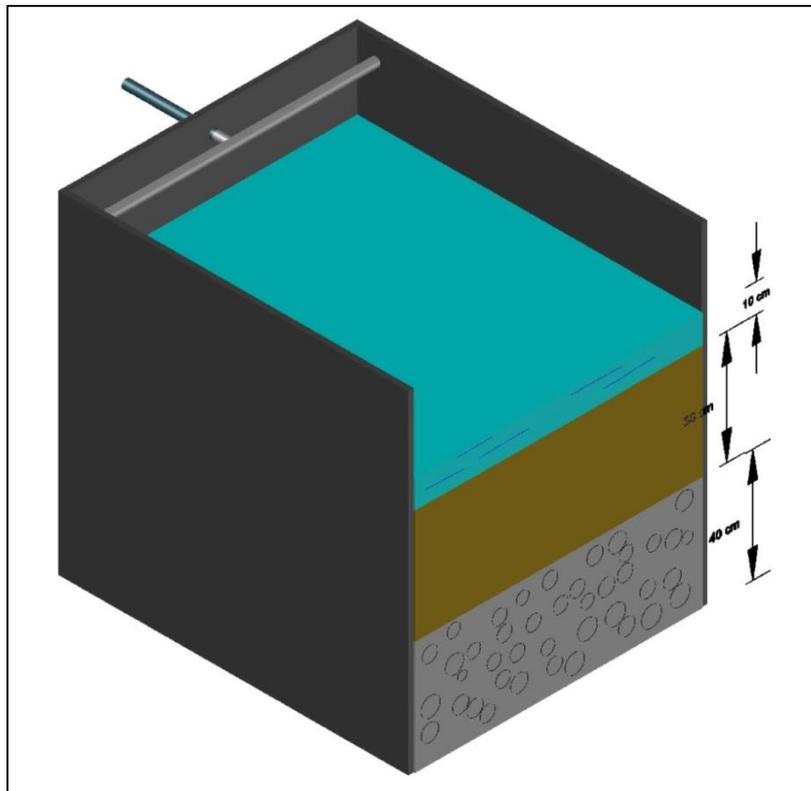
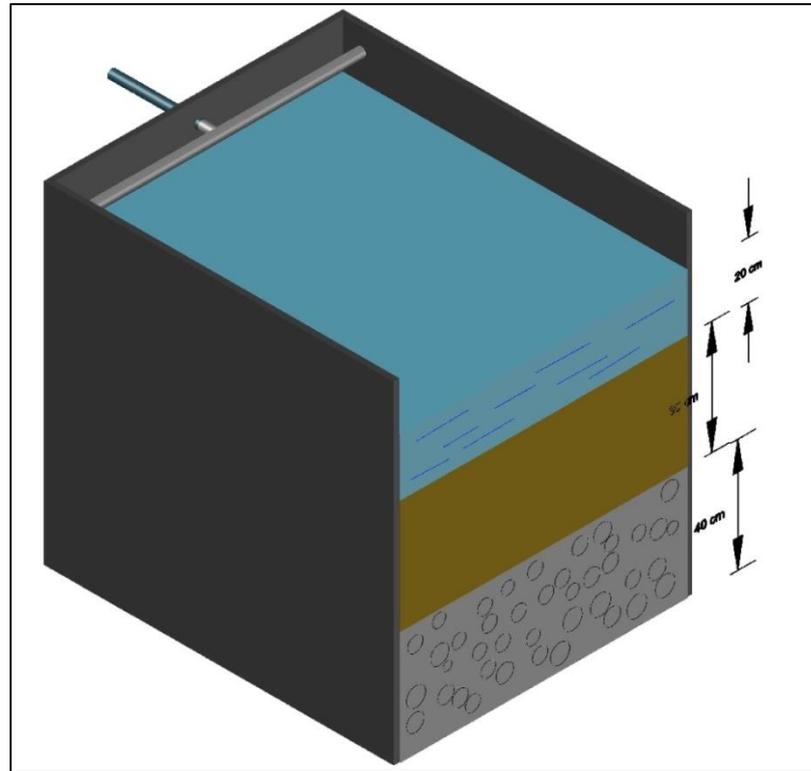


Figura 31: Conformación de lo SAPS a diferentes alturas de nivel de agua 20 y 10 cm.

Fuente: Fotografía propia

Considerando la característica de drenaje ácido, un pH ácido con alto contenido de hierro, se realizó una evaluación con un sistema complementario, para lo que se instaló humedales aerobios, con el fin de poder evaluar en el futuro la viabilidad de dichos sistemas, las cuales estaban conformada por cilindros de polietileno, compuesto por sustratos inertes (piedra chancada 1",confitillo ¼ ",arena gruesa, arena fina), de mayor tamaño a menor tamaño de manera ascendente, complementado con tuberías que permitirán el transporte de oxígeno a las parte inferiores, así mismo con la incorporación de plantas de la especie *Cortaderia selloana*.

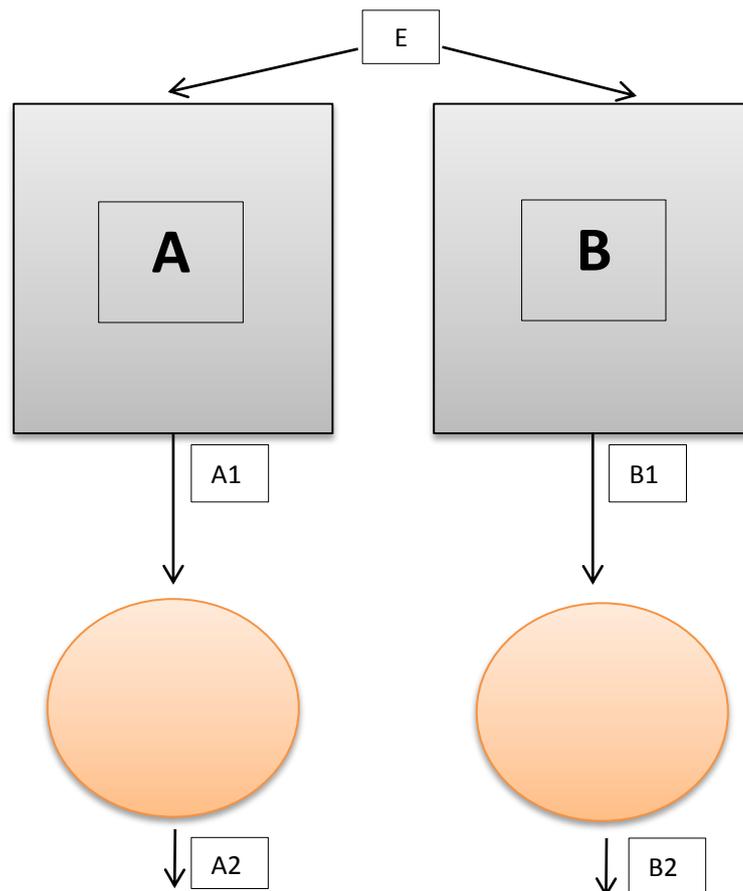


Figura 32: Conformación de lo SAPS y humedales aerobios.
Fuente: Fotografía propia

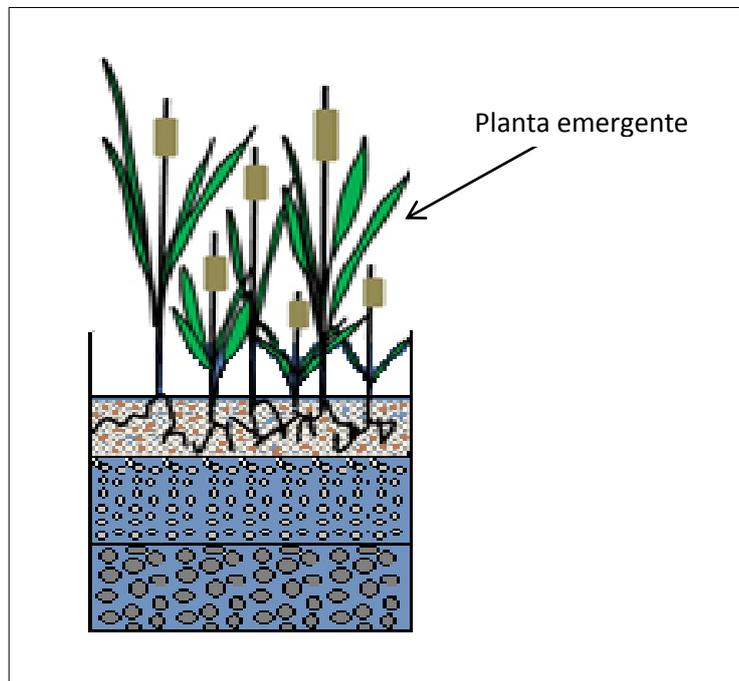


Figura 33: Conformación de los humedales verticales.

Fuente: (Guevara Eslava, 2012)

3.2.1.1. Calidad de drenaje ácido

Las características del agua fueron tomadas del plan de cierre de la ex mina Goyllarisquizga, presentadas por CENTROMIN PERU y posteriormente por resultados de los monitoreos por AMSAC.

Tabla 23: Caracterización de agua a tratar

PARAMETRO	UNID	PUNTO DE MUESTREO PM-1				
Parámetros in situ		23/03/01	05/04/01	19/04/01	09/05/01	01/09/16
pH		2.25	2.60	2.46	1.92	2.35
Conductividad		>2000	>2000	>2000	>2000	>3900
Temperatura		19.6			12.5	
Potencial Redox		265.7				
Caudal		2.74	4.17	2.39	1.30	
Parámetros en laboratorio						
Alcalinidad	mg/l	<1	<1	<1	<1	
Acidez	mg/l	2370	2532	2630	3716	
Sólidos suspendidos	mg/l	45	36	41	38	
Dureza total	mg/l	667	685	475		

Fosfatos		mg/l						
Cloruros		mg/l						
Sulfatos		mg/l						
Aluminio	Total	mg/l	193.88	197.93	236.37	269.81	161.1	
	Disuelto	mg/l	189.46	192.70	225.83	269.80		
Arsénico	Total	mg/l	<0.004	<0.004	<0.004	<0.004	0.0024	
	Disuelto	mg/l	<0.004	<0.004	<0.004	<0.004		
Cadmio	Total	mg/l	0.025	0.025	0.033	0.027	0.0152	
	Disuelto	mg/l	0.025	0.024	0.028	0.001		
Cobalto	Total	mg/l	0.571	0.587	0.995	1.051	0.8080	
	Disuelto	mg/l	0.558	0.57	0.839	1.020		
Cobre	Total	mg/l	0.482	0.486	0.674	0.414	0.0757	
	Disuelto	mg/l	0.478	0.476	0.541	0.414		
Cromo	Total	mg/l	0.070	0.065	0.089	0.061	0.0229	
	Disuelto	mg/l	0.068	0.063	0.074	0.060		
Hierro	Total	mg/l	223.14	225.12	439.45	800.00	770.3	
	Disuelto	mg/l	220.86	224.47	349.52	770.00		
Manganeso	Total	mg/l	4.961	4.789	10.337	13.756	12.3	
	Disuelto	mg/l	4.720	4.728	8.553	13.756		
Molibdeno	Total	mg/l	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	0.7556	
	Disuelto	mg/l	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001		
Níquel	Total	mg/l	0.875	0.879	1.357	1.315	0.7556	
	Disuelto	mg/l	0.152	0.165	0.221	0.267		
Plomo	Total	mg/l	0.152	0.165	0.221	0.267	0.0016	
	Disuelto	mg/l	0.133	0.164	0.198	0.265		
Zinc	Total	mg/l	4.403	4.112	5.810	6.935	4.094	
	Disuelto	mg/l	4.044	40.064	5.025	6.857		

Fuente: (Plan de cierre de la ex mina Goyllarisquizza, 2012)

3.2.1.2. Cálculo para el dimensionamiento de los SAPS

Cálculo para el área superficial del SAPS

El tamaño de los sistemas SAPS, depende de la carga del contaminante y del caudal de entrada.

$$A_{cc} = 50 \left[\frac{2}{56} [Fe^{+2}] + \frac{3}{56} [Fe^{+3}] + \frac{3}{27} [Al^{+3}] + \frac{2}{55} [Mn^{+2}] + \frac{2}{65} [Zn^{+2}] \right] 1000 (10^{-pH})$$

$$A = \frac{A_{cc} * Q_i}{F_R}$$

Donde A_{cc} es la carga del contaminante, Q_i es el caudal de ingreso y F_R el factor de remoción

El valor F_R va de 30-50 g de acidez por metro cuadrado y por día, el cual es un criterio de referencia sobre eliminación de acidez propuesta por (R. S. Hedin et al., 1994).

Longitud del SAPS

Para realizar este cálculo de largo-ancho del SAPS, se sugiere una proporción de largo – Ancho de 2:1. Esta proporción dependerá de los factores Hidráulicos (Aguilar Díaz y Aguilar Díaz, 2017).

Ancho

$$2W * W = A_s$$

Largo

$$L = A_s / W$$

Tiempo de retención

Otro de los parámetros que se requieren para la construcción de estos sistemas, es el tiempo de retención del agua en el sistema:

$$T(h) = \frac{A(m^2) \times H(m) \times \rho}{Q(m^3/h)}$$

Donde A, es el área superficial; H es espesor de la capa del sustrato
 ρ es la porosidad del sustrato

3.2.1.3. Criterios para el diseño del SAPS a escala piloto

Lámina de agua

El agua entra al sistema por su parte superior hasta conseguir un espesor de lámina de 0.20 m y 0.10m, los cuales fueron seleccionados por ser alturas ya empleadas por (diaz) y presentar alto porcentaje de remoción de metales, los cuales fueron descritos en el procedimiento experimental y antecedentes. Esta capa reducirá el paso del oxígeno al sistema y nos facilitará el mantenimiento de las condiciones anaerobias.

Se ha consideraremos valores representativos de porosidad para la lámina de agua del 100% (Bros Miranda, 2006).

Sustrato orgánico

La materia orgánica fue constituida por una capa de 0.3 m de espesor, siendo empleado el guano de alpaca seleccionado por la experimentación realizada de los sustratos tres sustratos orgánicos de mayor abundancia en el distrito de Gollarisquizga, teniendo una eficiencia superior con el 62% los cuales fueron detallados en el procedimiento experimental y guano de vaca seleccionado por ser descrito por muchos autores por la gran eficiencia en la remoción de metales y el gran contenido de bacterias sulfureductoras.

El sustrato orgánico es donde se logra producir el proceso de reducción del Fe^{3+} a Fe^{2+} , se consume el oxígeno disuelto del agua, evitando la colmatación de la piedra caliza y alargando la vida útil capa de caliza (Aguilar Díaz y Aguilar Díaz, 2017).

Se ha considerado valores representativos de porosidad para el sustrato orgánico de 30% (Bros Miranda, 2006)

Capa de caliza

Se incorporó 0.40m de espesor de piedra caliza, que está por encima del valor empleado por (Aguilar Díaz y Aguilar Díaz, 2017), con esta capa se consigue la adición de alcalinidad a las aguas una vez atravesado la capa orgánica.

Se ha considerado valores representativos de porosidad para la caliza en este caso 40% (D80 en torno a 25mm), descritos por (Bros Miranda, 2006).

La salida del agua tiene lugar a través de una tubería perforada situada bajo la caliza, hacia un sistema consiguientes, un humedal aerobio.

Cálculo de la acidez a tratar

Según la formula presentada y con los monitoreos respectivos por Activos Mineros y el análisis de laboratorio de hierro hecho a drenaje derivado al sistema se tiene:

$$A_{cc} = 50 \left[\frac{2}{56} [Fe^{+2}] + \frac{3}{56} [Fe^{+3}] + \frac{3}{27} [Al^{+3}] + \frac{2}{55} [Mn^{+2}] + \frac{2}{65} [Zn^{+2}] \right] 1000 (10^{-pH})$$

Tabla 24: Parámetros químicos empleados

Parámetros	Mg/l	Acc. mg/l
pH	2.78	
Fe ²⁺	375	
Fe ³⁺	0	
Mn ²⁺	12.3	1597
Al ³⁺	161.1	
Zn ²⁺	4.09	

Fuente: Plan de cierre de la ex mina Goyllarisquizga y monitoreo realizado 2017

Tiempo de retención

Los tiempos de retención empleados en el sistema fueron de 24 y 48 horas, tiempo donde se busca establecer el mínimo valor para tener una eficiencia alta de remoción de hierro, encontrándose por que sugieren un tiempo no menor a 15 horas y otros autores descritos en el procedimiento experimental.

Considerando que se tiene un área fija, se manejaron los caudales para hacer cumplir la relación entre caudal, tiempo y área.

Caudal de operación

Establecidos los tiempos de retención hallamos los caudales que se emplearan durante la experimentación, tendremos 4 caudales que se manejaran, por los dos tiempo de retención 24 h , 48 h y por los dos niveles de agua 10 cm , 20 cm ya que influyen en el volumen total del sistema.

$$Q(m^3/h) = \frac{A(m^2) \times H(m) \times \rho}{T(h)}$$

T₁ +H₁

Tiempo (h)	Tipo de sustrato	Porosidad	Profundidad (m)	Área m ²	Caudal ml/min
24	Caliza	0.4	0.4	1.2	292
	Sustrato orgánico	0.3	0.3		
	Lámina de agua	1	0.1		

T₁+H₂

Tiempo (h)	Tipo de sustrato	Porosidad	Profundidad (m)	Área m ²	Caudal ml/min
24	Caliza	0.4	0.4	1.2	375
	Sustrato orgánico	0.3	0.3		
	Lámina de agua	1	0.2		

T₂+H₁

Tiempo (h)	Tipo de sustrato	Porosidad	Profundidad (m)	Área m ²	Caudal ml/min
48	Caliza	0.4	0.4	1.2	146
	Sustrato orgánico	0.3	0.3		
	Lámina de agua	1	0.1		

T₂+H₂

Tiempo (h)	Tipo de sustrato	Porosidad	Profundidad (m)	Área m ²	Caudal ml/min
48	Caliza	0.4	0.4	1.2	188
	Sustrato orgánico	0.3	0.3		
	Lámina de agua	1	0.2		

3.2.2. Fase de campo

3.2.2.1. Instalación del sistema SAPS

Para la instalación de los sistemas se ubicó un área adecuada para el análisis.

- **Nivelación del terreno,** Se buscó un terreno accesible para hacer trabajos de nivelación, así mismo se rellenó con material de la zona para nivelar el suelo.



Figura 34: Nivelación del terreno.

Fuente. (Propia, 2017)

- **Instalación hidráulica de los sistemas**, el sistema de tratamiento consto de dos sistemas SAPS, los cuales están conformados por los tanques IBC de capacidad de 1000l, para el efluente generado se instaló humedales aerobios constituidos por dos cilindros de polietileno, en los SAPS y wetland se acondicionó su propio sistema hidráulico por medio de tuberías y válvulas.



Figura 35: Instalación de los sistemas SAPS y Humedales Aerobios.

Fuente. (Propia, 2017)

- **Prueba hidráulica**, se realizó pruebas hidráulicas con el fin de graduar los caudales requeridos y evitar fugas, para ello se llenó los recipientes (vacíos) y se procedió a sellar las fugas encontradas.





Figura 36: a) prueba hidráulica a los sistemas SAPS, b) prueba hidráulica a los humedales aerobios.

Fuente: (Propia, 2017)

- **Instalación del primer sustrato en los SAPS**

La piedra caliza se consiguió de una calera del centro poblado Sacrafamilia, se trituró hasta tener 2.5cm de diámetro en promedio, se introdujo caliza a los tanques IBC como primera capa, hasta una altura de 40 cm.



Figura 37: Incorporación de piedra caliza.

Fuente. (Propia, 2017)

- **Instalación del segundo sustrato en los SAPS**, se adquirió el sustrato de dos maneras por recolección del personal y la adquisición a los pobladores aledaños. Se incorporó guano de Alpaca y guano de Vaca en los respectivos tanques A y B hasta obtener una altura de 30 cm en ambos SAPS, previa

incorporación de geotextil para evitar que el sustrato orgánico se desplace a las zonas inferiores y tampone la tubería de descarga.



Figura 38: Recolectión de guano de los pueblos aledaños.

Fuente. (Propia, 2017)



Figura 39: Incorporación de guano de alpaca al tanque A, guano de vaca al tanque B.

Fuente. (Propia, 2017)

- **Instalación de los sustratos a los humedales aerobios,** la incorporación del sustrato consistió en un conjunto de material inerte de diferentes tamaños, empezando con piedras de 1", seguida de ¼", arena gruesa y arena fina.



Figura 40: Incorporación de sustratos a humedales aerobios.

Fuente. (Propia, 2017)



Figura 41: Sustrato incorporados e instalación de tubería para aireación.

Fuente. (Propia, 2017)

- **Instalación de techo**, debido a las constantes lluvias, las cuales pueden alterar el sistema y su evaluación, se instaló un techo construido con maderas y manta arpillera, recubriendo toda el área del proyecto.



Figura 42: a) Instalación de soporte, b) Instalación de manta arpillera.

Fuente. (Propia, 2017)

- **Incorporación de material vegetal** *Cortaderias selloana* en los humedales aerobios, los cuales fueron adaptados meses atrás y se procedió con la incorporación con el fin de suministrar oxígenos a las partes inferiores.

Teniendo todo el sistema instalado se procedió a suministrar el flujo constante de drenaje ácido.



Figura 43: Extracción de *Cortaderia selloana*, previa adaptación a drenaje ácido.

Fuente. (Propia, 2017)



Figura 44: Incorporación de la *Cortaderia selloana* a los humedales verticales

Fuente. (Propia, 2017)

- **Evaluación de los sistemas pasivos**, se realizó el seguimiento por el transcurso de 6 meses, donde los 4 primeros meses se esperó que los sistemas se adapten a las condiciones de agua ácida entrantes y a las condiciones ambientales del lugar. Se evaluó el pH, la conductividad eléctrica y la concentración de hierro, con el fin de evaluar su comportamiento, antes de iniciar con los análisis según el procedimiento experimental, una vez adaptado los sistemas se procedió a evaluar al SAPS según el plan de experimentación encontrados en el cuadro N° 18.



Figura 45: Recolección de muestras de los humedales aerobios

Fuente. (Propia, 2017)



Figura 46: Recolección de muestras de los SAPS

Fuente. (Propia, 2017)

3.2.2.2. Materiales, Insumos y Equipos

➤ Materiales

- Recipientes de aguas de 20 l: materiales de plástico de forma rectangular.
- Tanques IBC de 1100 l: material de polietileno de alta densidad de forma rectangular.
- Bidones de preservantes químicos de 100l: materia de polietilenos de alta densidad.

- Envases para muestreo: de PVC de 500ml, de PVC 1l, de vidrio de 250ml.
- Probeta: de 25 ml, 100ml, 500ml.
- Cooler: de capacidad de 5l
- Ice Pack: para la preservación de muestras.
- Accesorios para instalación: mangueras de 1/8", 1"; tuberías de 1/2", 1"; válvulas de 1/4" 1/2", 1"; Codos 1/2", 1"; T 1/2", 1".
- Cronometro.
- Geotextil.
- Papel tornasol: PanPhea de Rango de 0.5.

➤ Insumos

- Compost: 2 costales de 5kg.
- Guano de Vaca: 5 sacos de 10kg.
- Guano de Alpaca: 5 sacos de 10kg.
- Guano de Cuy: 1 saco de 5kg.
- Guano de Caballo: 1 saco de 5kg.
- Piedra Caliza: 1 m³ con un % de pureza superior a 70%.
- Piedra Chancada: 4 sacos de un diámetro de 1".
- Confitillo: 4 sacos de un diámetro de 1/8".
- Arena gruesa: 4 sacos.
- Ácido Nítrico.
- Hidróxido de Sodio.

➤ Análisis y mediciones

- Análisis de hierro y pH, CE

3.2.2.3. Técnicas de Recolección de Datos

La recolección de datos se dio de manera directa, para ello se recolectaron muestras y fueron analizados por un laboratorio. La medición de los parámetros de campo como el pH y la conductividad fue realizada con un multiparámetro HANNA y fueron anotados de manera diaria en un cuaderno de campo, registrando el día y la hora.

3.2.2.4. Tomas de muestra

El muestreo aplicado fue en las salida del sistema en embaces de polietileno con capacidad de 500ml, siguiendo el protocolo de monitoreo empleado por AMSAC, debidamente preservado y rotulado.

3.2.2.5. Análisis de hierro

El análisis de hierro fue realizado por el laboratorio de la universidad nacional de ingeniería, la faculta de ingeniería geológica minera y metalúrgica, empleando la técnica de absorción atómica.

3.2.2.6. Análisis de remoción de hierro

$$\%R = \frac{C_i - C_f}{C_i} \times 100$$

Dónde:

%R = porcentaje de remoción.

C_i = Concentración de Fe antes del tratamiento del drenaje ácido.

C_f = Concentración de Fe después del tratamiento.

CAPITULO IV: ANALISIS E INTERPRETACION DE LOS RESULTADOS

4.1. Revisión y consolidación de los resultados

4.1.1. *Presentación de resultados*

4.1.1.1. Acondicionamiento de los SAPS

Tabla 25: Comportamiento del pH en la entrada E y descargas de A y B.

Fecha de monitoreo	E	A1.	B1.
11/11/2016	2.24	6.25	6.19
15/11/2016	2.51	6.27	6.31
21/11/2016	2.33	6.63	6.68
24/11/2016	2.42	6.94	5.88
28/11/2016	2.15	6.71	6.65
09/12/2016	2.24	6.6	6.59
15/12/2016	2.28	6.4	6.61
16/12/2016	2.55	7.11	6.76
21/12/2016	2.51	6.98	6.79
26/12/2016	2.85	6.9	7.02
29/12/2016	2.38	7.27	7.19
03/01/2017	2.51	7.19	6.93
06/01/2017	2.61	6.84	6.87
10/01/2017	2.34	6.4	6.55
24/01/2017	2.42	7.21	7.16

15/02/2017	2.48	6.77	6.75
16/02/2017	2.34	6.82	6.38
17/02/2017	2.21	6.9	6.84
21/02/2017	2.49	6.9	6.8
22/02/2017	2.61	6.83	6.92
23/02/2017	2.33	6.78	6.75
24/02/2017	2.54	6.9	6.84
27/02/2017	2.49	6.77	6.8
28/02/2017	2.51	6.92	6.78
02/03/2017	2.15	6.77	6.72
10/03/2017	2.24	6.43	6.41
14/03/2017	2.34	6.4	6.28
15/03/2017	2.48	6.61	6.54
16/03/2017	2.19	6.62	6.55
18/03/2017	2.47	6.5	6.85
20/03/2017	2.61	6.72	6.41
21/03/2017	2.54	6.65	6.55
22/03/2017	2.89	6.65	6.4
23/03/2017	2.48	6.95	6.54
24/03/2017	2.35	6.68	5.63
25/03/2017	2.46	6.91	6.5
27/03/2017	2.29	6.94	6.72
28/03/2017	2.34	6.62	5.78
29/03/2017	2.36	6.61	5.86
30/03/2017	2.49	6.46	5.49
01/04/2017	2.34	6.97	5.96
03/04/2017	3.27	6.81	5.97
04/04/2017	2.51	6.48	5.72
05/04/2017	2.61	6.4	5.86
06/04/2017	2.16	6.48	6.62
07/04/2017	2.48	6.8	5.85
08/04/2017	2.64	6.71	6.18
11/04/2017	2.38	6.85	6.65
Promedio	2.45	6.74	6.48
Mínimo	2.15	6.25	5.49
Máximo	3.27	7.27	7.19

Fuente: Elaboración propia, 2018.

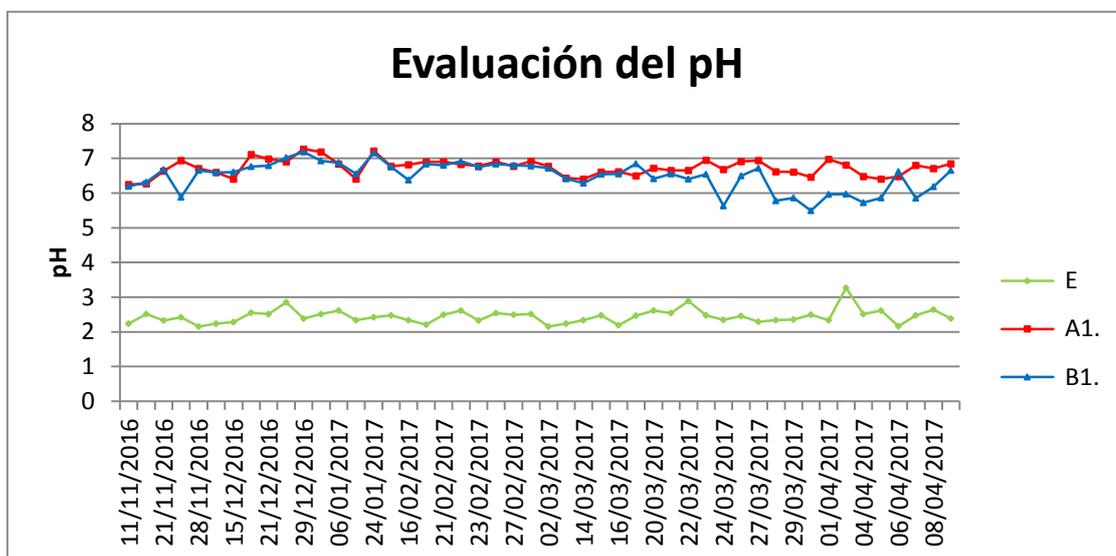


Figura 47: Evaluación de pH

Fuente. (Elaboración Propia, 2017)

Tabla 26: Comportamiento de la conductividad eléctrica en la entrada y salidas de los sistemas.

Fecha de monitoreo	E	A1.	B1.
11/11/2016	3.9	2.57	2.41
15/11/2016	3.9	2.82	2.5
21/11/2016	3.9	3.9	3.9
24/11/2016	3.9	3.9	3.67
28/11/2016	3.9	3.54	3.84
09/12/2016	3.9	1.87	1.83
15/12/2016	3.9	2.01	2.08
16/12/2016	3.9	2.13	1.95
21/12/2016	3.9	1.7	1.86
26/12/2016	3.9	2.02	1.9
29/12/2016	3.9	2.17	1.91
03/01/2017	3.9	1.79	1.84
06/01/2017	3.9	1.85	2
10/01/2017	3.9	1.72	1.87
24/01/2017	3.9	1.58	1.39
15/02/2017	3.9	1.88	1.91
16/02/2017	3.9	1.8	1.55
17/02/2017	3.9	1.9	1.92
21/02/2017	3.9	1.78	1.94

22/02/2017	3.9	2	1.92
23/02/2017	3.9	1.59	1.62
24/02/2017	3.9	1.78	1.92
27/02/2017	3.9	1.84	1.75
28/02/2017	3.9	1.77	1.77
02/03/2017	3.9	1.75	1.69
10/03/2017	3.9	1.66	1.68
14/03/2017	3.9	1.26	1.23
15/03/2017	3.9	1.6	1.69
16/03/2017	3.9	1.62	1.54
18/03/2017	3.9	1.7	1.61
20/03/2017	3.9	1.75	1.58
21/03/2017	3.9	1.64	1.63
22/03/2017	3.9	1.6	1.73
23/03/2017	3.9	1.81	1.7
24/03/2017	3.9	1.63	1.72
25/03/2017	3.9	1.82	1.76
27/03/2017	3.9	1.62	1.63
28/03/2017	3.9	1.62	1.43
29/03/2017	3.9	1.53	1.45
30/03/2017	3.9	1.58	1.28
01/04/2017	3.9	1.68	1.23
03/04/2017	3.9	1.91	1.61
04/04/2017	3.9	1.64	1.6
05/04/2017	3.9	1.63	1.44
06/04/2017	3.9	1.35	1.71
07/04/2017	3.9	1.35	1.23
08/04/2017	3.9	1.2	1.25
11/04/2017	3.9	1.4	1.35
Promedio	3.9	1.88	1.83
Mínimo	3.9	1.2	1.23
Máximo	3.9	3.9	3.9

Fuente: Elaboración propia, 218.

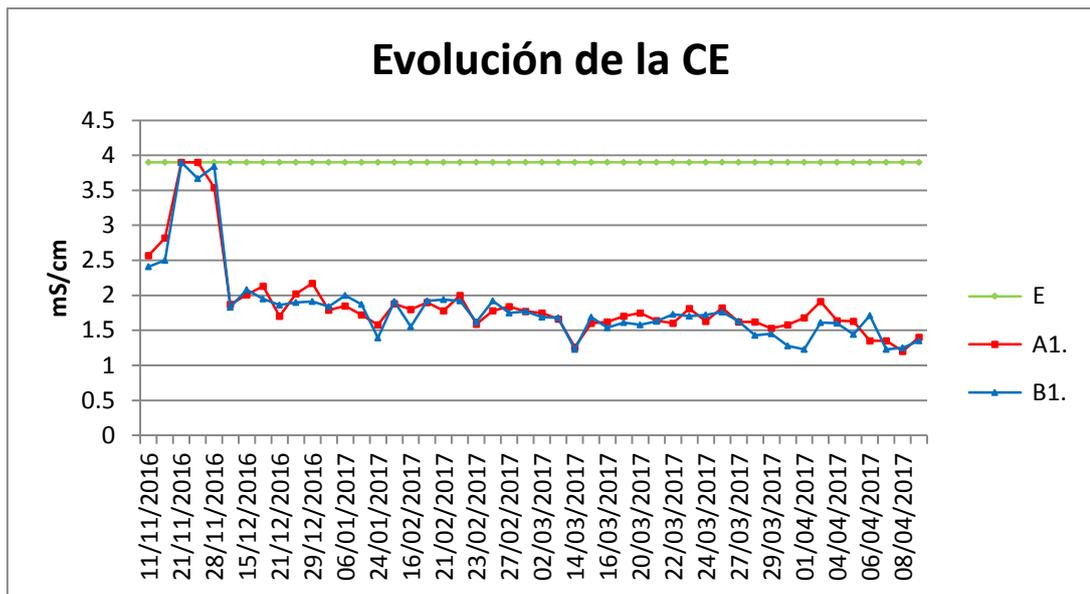


Figura 48: Evaluación de la conductividad

Fuente. (Elaboración Propia, 2018)

Tabla 27: Concentración de hierro al ingreso y salida de los sistemas SAPS A₁ y B₁

Código	Fecha	Fe (mg/l)	% Re
E	28-nov	320.38	
A1	28-nov	192.06	40%
B1	28-nov	146.96	54%
E	14-dic	300.25	
A1	14-dic	155.4	51%
B1	14-dic	139.64	56%
E	13-ene	352.26	
A1	13-ene	160.56	50%
B1	13-ene	126.07	61%

Fuente: Elaboración propia, 2018

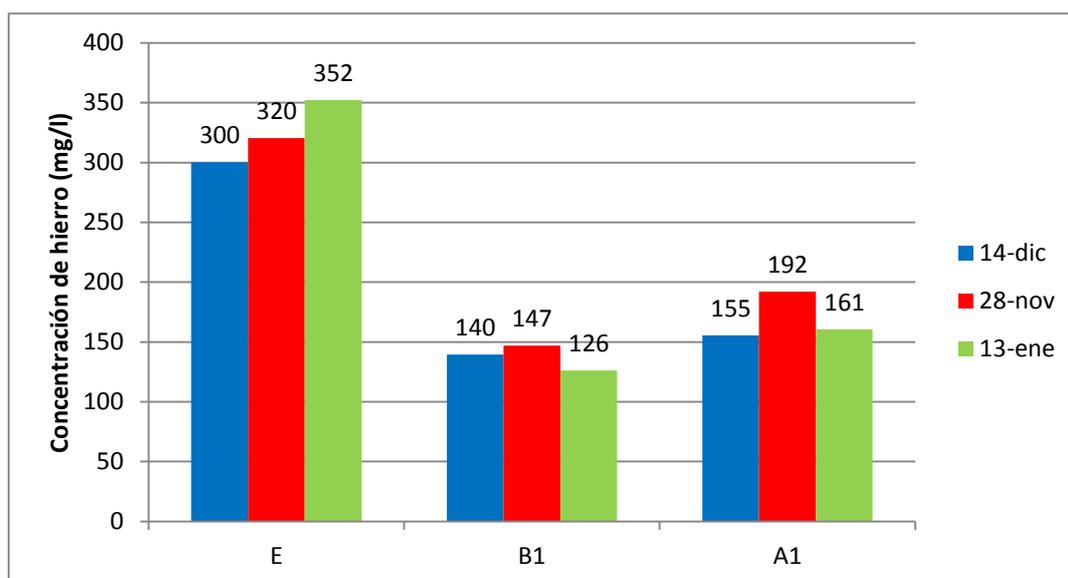


Figura 49: Evolución de la concentración de hierro en los sistemas SAPS

Fuente. (Elaboración Propia, 2018.)

4.1.1.2. Sistema SAPS + Humedal aerobio

El proceso complementario secuencial para reducir la concentración de hierro fue un humedal aerobio.

Tabla 28: Evolución del pH en la salida de los sistemas SAPS A y B y el los humedales verticales.

Fecha	A1.	A2.	B1.	B2.	E.
11/11/2016	6.25	6.56	6.19	6.59	2.24
15/11/2016	6.27	6.76	6.31	6.66	2.51
21/11/2016	6.63	6.82	6.68	6.9	2.33
24/11/2016	6.94	7.09	5.88	6.96	2.42
28/11/2016	6.71	6.87	6.65	6.91	2.15
09/12/2016	6.6	6.75	6.59	6.79	2.24
15/12/2016	6.4	6.72	6.61	6.81	2.28
16/12/2016	7.11	7.12	6.76	7.04	2.55
21/12/2016	6.98	7.02	6.79	6.75	2.51
26/12/2016	6.9	6.84	7.02	7.09	2.85
29/12/2016	7.27	7.41	7.19	7.28	2.38
03/01/2017	7.19	7.38	6.93	7.14	2.51
06/01/2017	6.84	7.18	6.87	7.32	2.61
10/01/2017	6.4	6.63	6.55	6.73	2.34

24/01/2017	7.21	7.89	7.16	7.18	2.42
15/02/2017	6.77	7.02	6.75	6.84	2.48
16/02/2017	6.82	6.95	6.38	6.59	2.34
17/02/2017	6.9	7.42	6.84	7.02	2.21
21/02/2017	6.9	7.18	6.8	7.16	2.49
22/02/2017	6.83	7.3	6.92	7.32	2.61
23/02/2017	6.78	7.05	6.75	7.09	2.33
24/02/2017	6.9	7.42	6.84	7.02	2.54
27/02/2017	6.77	7.12	6.8	7.04	2.49
28/02/2017	6.92	7.28	6.78	7.12	2.51
02/03/2017	6.77	7.24	6.72	7	2.15
10/03/2017	6.43	6.67	6.41	6.65	2.24
14/03/2017	6.4	6.79	6.28	6.48	2.34
15/03/2017	6.61	7.2	6.54	6.89	2.48
16/03/2017	6.62	7.3	6.55	6.9	2.19
18/03/2017	6.5	6.68	6.85	6.98	2.47
20/03/2017	6.72	6.99	6.41	6.83	2.61
21/03/2017	6.65	6.88	6.55	6.75	2.54
22/03/2017	6.65	6.81	6.4	6.53	2.89
23/03/2017	6.95	7.18	6.54	6.8	2.48
24/03/2017	6.68	6.94	5.63	6.6	2.35
25/03/2017	6.91	7.3	6.5	6.76	2.46
27/03/2017	6.94	7.5	6.72	7.04	2.29
28/03/2017	6.62	6.84	5.78	6.39	2.34
29/03/2017	6.61	6.73	5.86	6.17	2.36
30/03/2017	6.46	6.64	5.49	6.15	2.49
01/04/2017	6.97	7.12	5.96	6.46	2.34
03/04/2017	6.81	6.9	5.97	6.22	3.27
04/04/2017	6.48	6.45	5.72	6.9	2.51
05/04/2017	6.4	6.8	5.86	6.45	2.61
06/04/2017	6.48	6.94	6.62	6.6	2.16
07/04/2017	6.8	6.78	5.85	6.22	2.48
08/04/2017	6.71	6.9	6.18	6.31	2.64
11/04/2017	6.85	7.15	6.65	6.84	2.38
Promedio	6.74	7.01	6.48	6.80	2.45
Mínimo	6.25	6.45	5.49	6.15	2.15
Máximo	7.27	7.89	7.19	7.32	3.27

Fuente: Elaboración propia, 2018.

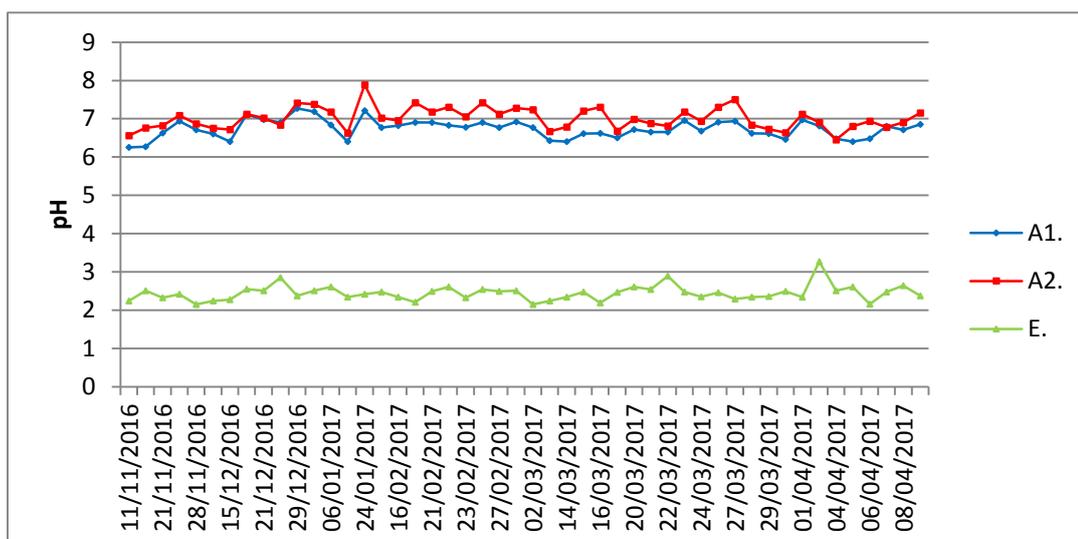


Figura 50 : Evolución de pH en la entrada del sistema y salidas del SAPS A y humedal aerobio.

Fuente. Elaboración Propia, 2018.

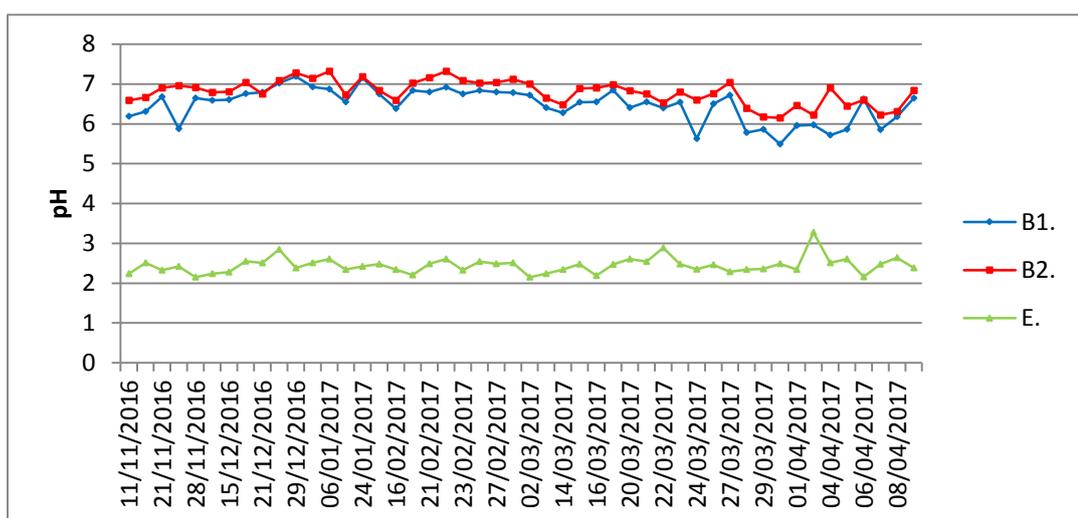


Figura 51: Evolución del pH en la entrada del sistema y salidas del SAPS B y humedal aerobio.

Fuente. Elaboración Propia, 2018.

Tabla 29: Evolución de la CE en la salida de los sistemas SAPS A, B y el los humedales aerobios.

Fecha	A1.	A2.	B1.	B2.	E.
11/11/2016	2.57	2.49	2.41	2.42	3.9
15/11/2016	2.82	2.54	2.5	2.62	3.9
21/11/2016	3.9	3.9	3.9	3.9	3.9
24/11/2016	3.9	3.9	3.67	3.9	3.9
28/11/2016	3.54	2.82	3.84	3.64	3.9
09/12/2016	1.87	1.82	1.83	1.77	3.9
15/12/2016	2.01	2.06	2.08	1.99	3.9

16/12/2016	2.13	2	1.95	1.96	3.9
21/12/2016	1.7	1.93	1.86	1.85	3.9
26/12/2016	2.02	1.87	1.9	2.01	3.9
29/12/2016	2.17	1.89	1.91	1.86	3.9
03/01/2017	1.79	1.64	1.84	1.81	3.9
06/01/2017	1.85	1.67	2	1.91	3.9
10/01/2017	1.72	1.46	1.87	1.86	3.9
24/01/2017	1.58	1.47	1.39	1.56	3.9
15/02/2017	1.88	1.61	1.91	1.8	3.9
16/02/2017	1.8	1.34	1.55	1.47	3.9
17/02/2017	1.9	1.62	1.92	1.78	3.9
21/02/2017	1.78	1.7	1.94	1.81	3.9
22/02/2017	2	1.59	1.92	1.84	3.9
23/02/2017	1.59	1.45	1.62	1.57	3.9
24/02/2017	1.78	1.62	1.92	1.9	3.9
27/02/2017	1.84	1.49	1.75	1.59	3.9
28/02/2017	1.77	1.49	1.77	1.67	3.9
02/03/2017	1.75	1.52	1.69	1.59	3.9
10/03/2017	1.66	1.53	1.68	1.66	3.9
14/03/2017	1.26	1.24	1.23	1.22	3.9
15/03/2017	1.6	1.6	1.69	1.7	3.9
16/03/2017	1.62	1.53	1.54	1.7	3.9
18/03/2017	1.7	1.61	1.61	1.6	3.9
20/03/2017	1.75	1.95	1.58	1.74	3.9
21/03/2017	1.64	1.61	1.63	1.64	3.9
22/03/2017	1.6	1.8	1.73	1.84	3.9
23/03/2017	1.81	1.73	1.7	1.69	3.9
24/03/2017	1.63	1.81	1.72	1.84	3.9
25/03/2017	1.82	1.77	1.76	1.81	3.9
27/03/2017	1.62	1.64	1.63	1.79	3.9
28/03/2017	1.62	1.57	1.43	1.58	3.9
29/03/2017	1.53	1.59	1.45	1.55	3.9
30/03/2017	1.58	1.46	1.28	1.51	3.9
01/04/2017	1.68	1.38	1.23	1.23	3.9
03/04/2017	1.91	1.71	1.61	1.7	3.9
04/04/2017	1.64	1.74	1.6	1.75	3.9
05/04/2017	1.63	1.57	1.44	1.53	3.9
06/04/2017	1.35	1.21	1.71	1.29	3.9
07/04/2017	1.35	1.34	1.23	1.27	3.9
08/04/2017	1.2	1.25	1.25	1.29	3.9
11/04/2017	1.4	1.35	1.35	1.39	3.9
Promedio	1.88	1.77	1.83	1.84	3.9
Mínimo	1.2	1.21	1.23	1.22	3.9
Máximo	3.9	3.9	3.9	3.9	3.9

Fuente: Elaboración propia, 2018.

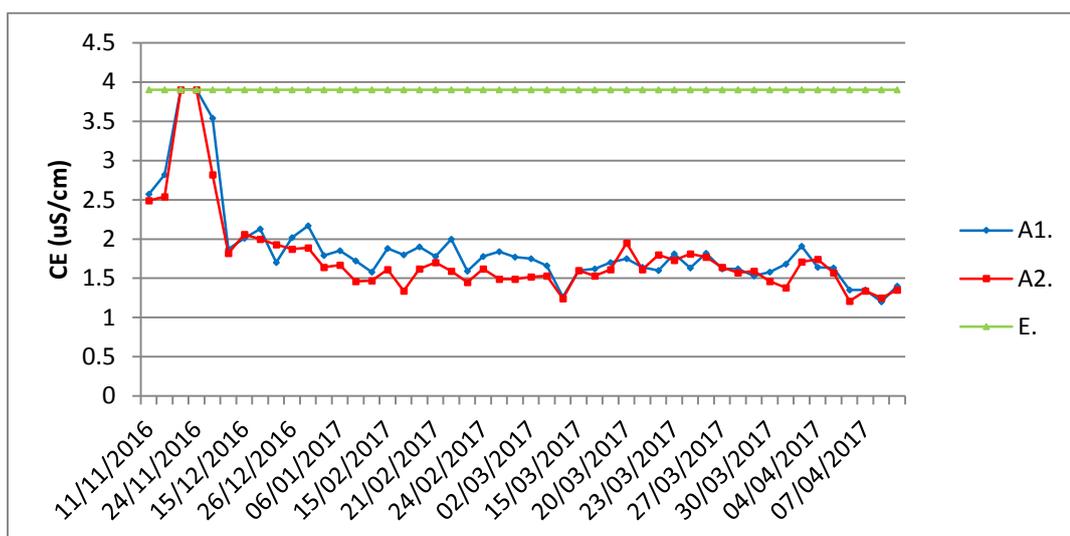


Figura 52: Evolución de la concentración de hierro en los sistemas SAPS A y humedal aerobio.

Fuente. Elaboración Propia, 2018.

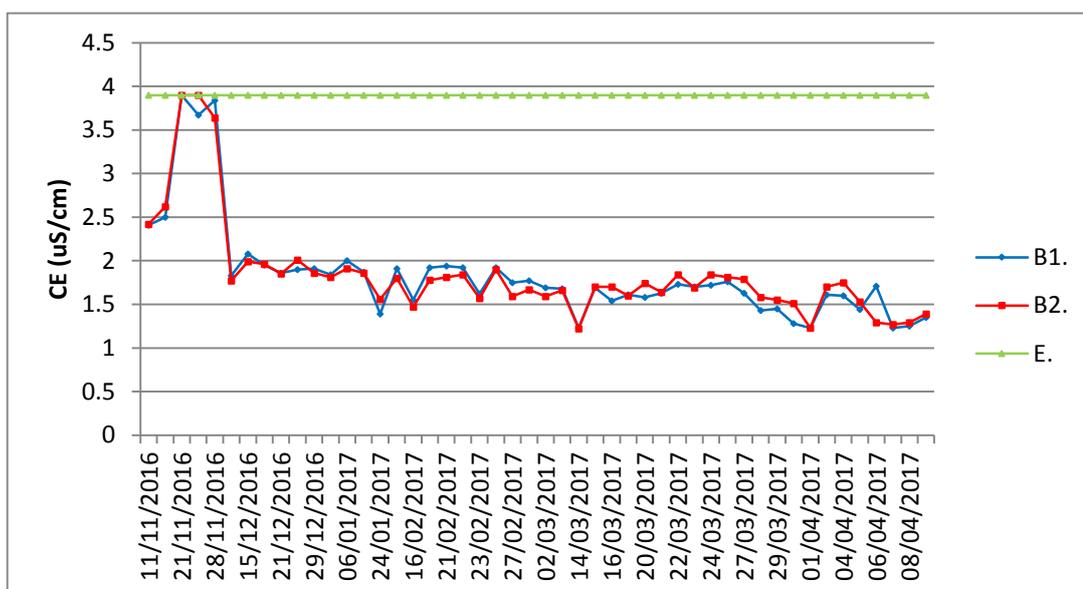


Figura 53: Evolución de la concentración de hierro en los sistemas SAPS A y humedal aerobio.

Fuente. Elaboración Propia, 2018.

Tabla 30: Concentración de hierro al ingreso y salida los SAPS A, B y humedales aerobios.

Fecha	E	A1	A2	B1	B2
28-nov	320.38	192.06	29.45	146.96	81.58
14-dic	300.25	155.4	85.27	139.64	34.4
13-ene	352.26	160.56	64.57	126.07	0.67
Promedio	324.30	169.34	59.76	137.56	38.88

Fuente: Elaboración propia

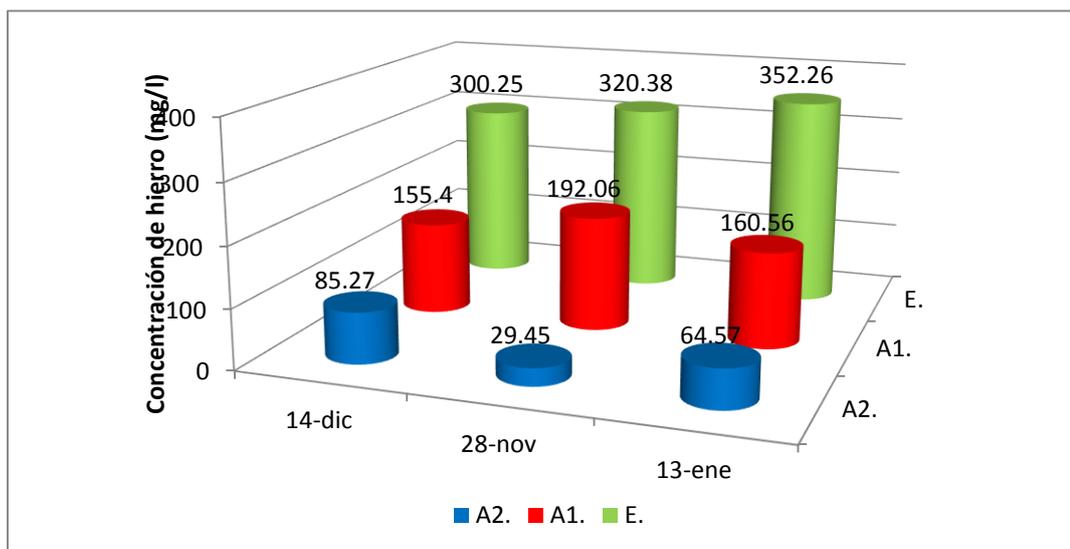


Figura 54: Evolución de la concentración de hierro en los sistemas SAPS A y humedal aerobio.

Fuente. Elaboración Propia, 2018.

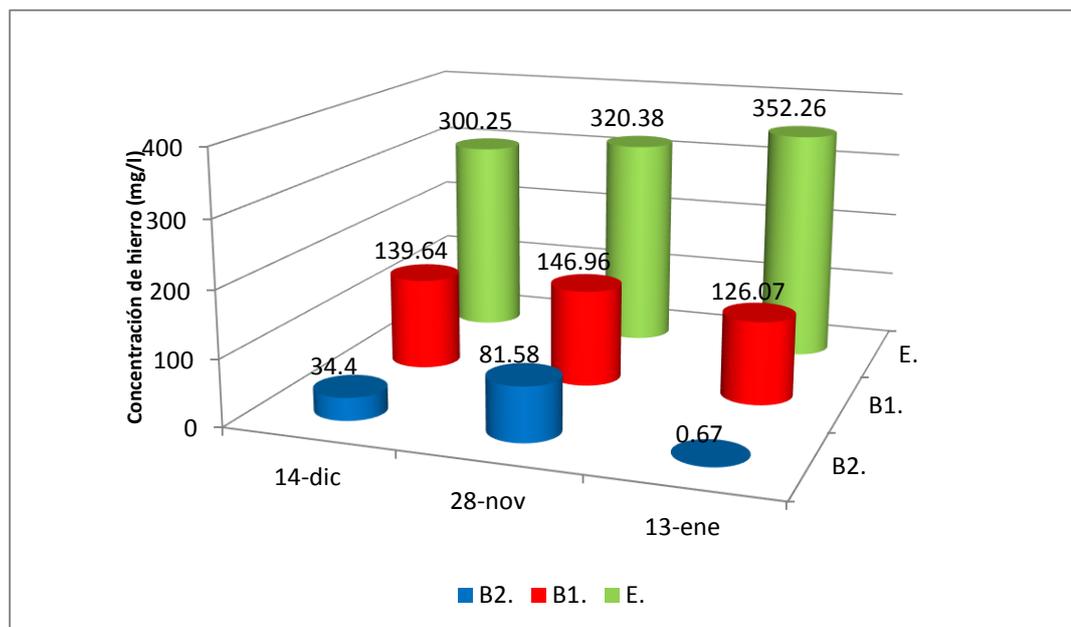


Figura 55 : Evolución de la concentración de hierro en los sistemas SAPS B y humedales aerobios

Fuente. Elaboración Propia, 2018.

4.1.1.3. Plan de experimentación

Tabla 31: Concentración de hierro y remoción de hierro

Código	Clave	Concentración de hierro (mg/l)		Remoción de hierro (%)	
E		317.14			
y1	T ₁ H ₁ S ₁	171.94	168.82	46%	47%
y2	T ₁ H ₁ S ₂	182.26	163.7	43%	48%
y3	T ₂ H ₁ S ₁	147.29	118.01	54%	63%
y4	T ₂ H ₁ S ₂	216.39	265.99	32%	16%
E		323.85		(%)	
y5	T ₁ H ₂ S ₁	104.07	103.07	68%	68%
y6	T ₁ H ₂ S ₂	138.86	147.66	57%	54%
y7	T ₂ H ₂ S ₁	74.49	91.47	77%	72%
y8	T ₂ H ₂ S ₂	100.72	127.38	69%	61%

Fuente: Elaboración propia, 2018.

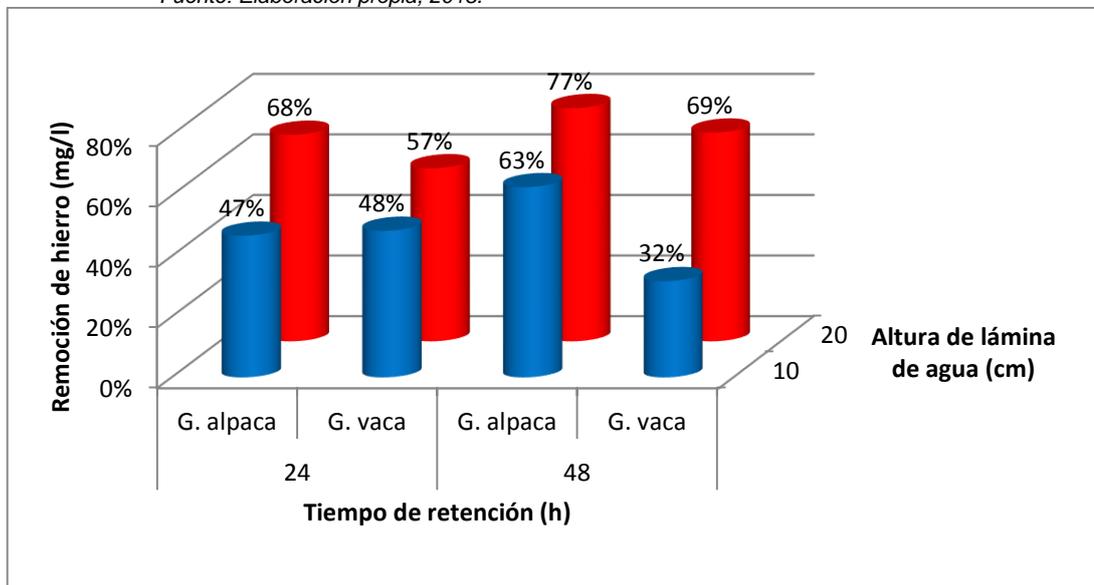


Figura 56: Resultados de remoción de hierro

Fuente: Elaboración Propia, 2018.

Tabla 32: Evaluación de pH y Conductividad eléctrica

Código	Clave	pH		CE(uS/cm)	
E		2.45		>3.9	
y1	T ₁ H ₁ S ₁	6.81	6.48	1.91	1.64
y2	T ₁ H ₁ S ₂	5.97	5.72	1.61	1.6
y3	T ₂ H ₁ S ₁	6.68	6.91	1.63	1.82
y4	T ₂ H ₁ S ₂	5.63	6.5	1.72	1.76
y5	T ₁ H ₂ S ₁	6.5	6.72	1.7	1.75
y6	T ₁ H ₂ S ₂	6.85	6.41	1.61	1.58
y7	T ₂ H ₂ S ₁	6.61	6.62	1.6	1.62
y8	T ₂ H ₂ S ₂	6.54	6.55	1.69	1.54
Promedio		6.47		1.7	
Mínimo		5.85		1.54	
Máximo		6.80		1.91	

Fuente: Elaboración propia, 2018.

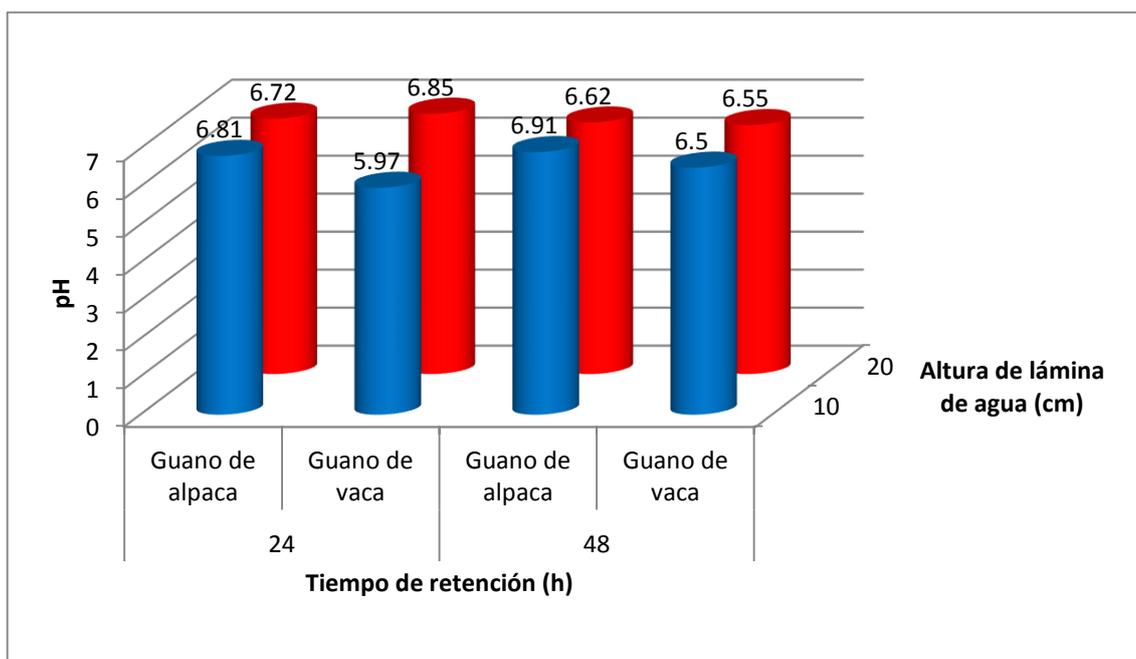


Figura 57: Evaluación de pH en el diseño del sistema

Fuente: Elaboración Propia, 2018.

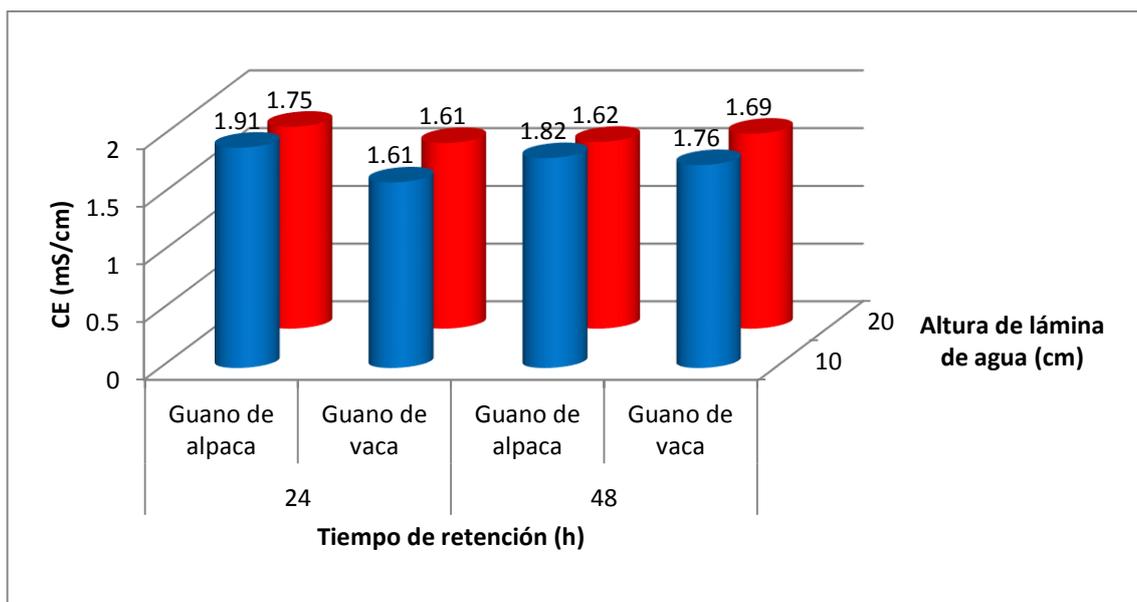


Figura 58: Evaluación de la CE en el diseño del sistema

Fuente. Elaboración Propia, 2018.

Tabla 33: Evaluación de pH en las salidas del SAPS y humedales aerobios

Código	pH SAPS	pH Wetland
y1	6.65	6.68
y2	5.85	6.56
y3	6.80	7.12
y4	6.07	6.68
y5	6.61	6.84
y6	6.63	6.91
y7	6.62	7.25
y8	6.55	6.90
Promedio	6.47	6.87
Mínimo	5.85	6.56
Máximo	6.80	7.25

Fuente: Elaboración propia.

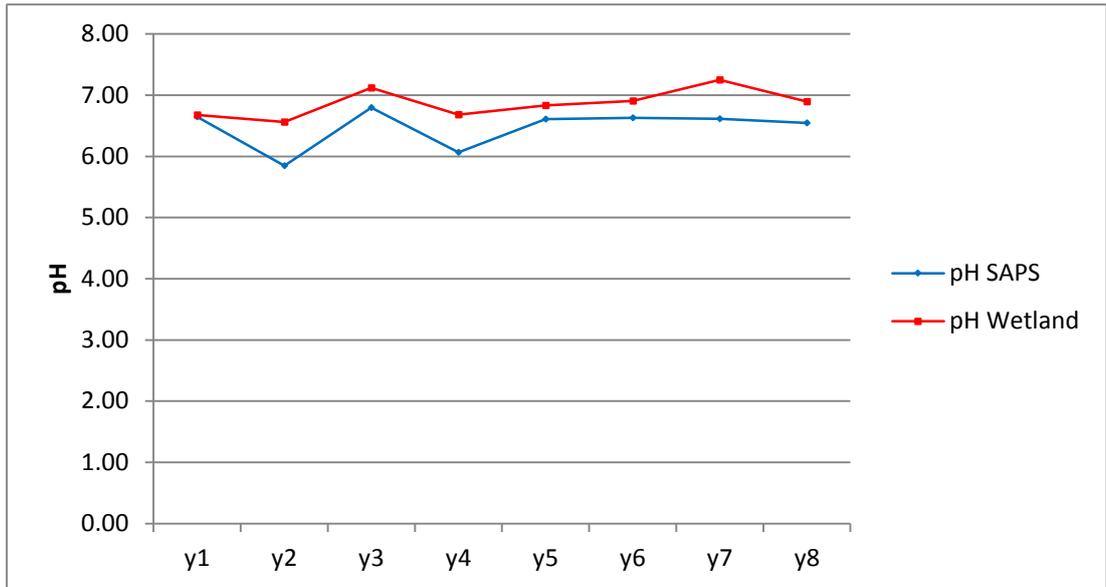


Figura 59: Evaluación del pH en los sistemas SAPS y Humedales

Fuente. Elaboración Propia

4.1.2. *Análisis, interpretación y discusión de resultados*

En la etapa de adaptación de los sistemas SAPS, el pH del ingreso fue en promedio de 2.45 y en la salida de los sistemas A₁ y B₁, fue de 6.74 y 6.48, con un máximo valor de descarga de 7.27 y 7.19, con lo cual se evidencia que los sistemas SAPS en el transcurso de la experimentación presentaron condiciones anóxicas, antes de llegar a la capa de piedra caliza, por lo que pudo incrementar el pH adecuadamente y no disminuir en transcurso del tiempo evaluado.

Los valores de conductividad al ingreso del sistema fueron mayores a 3.9 mS/cm, y las descarga promedio para los sistemas A₁ y B₁ fueron de 1.77 mS/cm y 1.84 mS/cm respectivamente, obteniendo un valor mínimo de 1.2 mS/cm y 1.23 mS/cm.

Los valores de concentración de hierro en el ingreso E y las descargas de los sistemas A₁ y B₁ en promedio fueron de 324mg/l, 169mg/l y 138mg/l respectivamente, evidenciando que en promedio la mejor remoción de hierro se presentó en el sistema que contiene sustrato orgánico de vaca.

En la evaluación en conjunto de los sistemas SAPS y humedales aerobios, el pH del ingreso fue en promedio de 2.45 y en la salida del humedal A2 y B2, fue de 7.01 y 6.80 respectivamente, con un máximo valor de descarga de 7.89 y 7.32, con lo cual se evidencia que los humedales aerobios pueden ser una alternativa como complemento del SAPS.

Los valores de conductividad al ingreso del sistema fueron mayores a 3.9 uS/cm, y las descarga promedio para los sistemas A₂ y B₂ fueron de 1.88 uS/cm y 1.83 uS/cm respectivamente, obteniendo un valor mínimo de 1.21 uS/cm y 1.22 uS/cm.

Los valores de ingreso E y descarga de los sistemas A₂ y B₂ en promedio fueron de 324mg/l, 137mg/ y 38.88mg/l, respectivamente, evidenciando que en promedio la mejor remoción de los sistemas se dio en el SAPS B + Humedal aerobio.

Para el análisis según el plan de experimentación, la información se procesó y se expresaron en términos de concentración y porcentaje de remoción de hierro. Teniendo como resultado que al emplear la conformación de T₂H₂S₁, T₂H₂S₂, tuvieron como resultado un valor máximo en la remoción de hierro de 77% y 69%.

Cuando la conformación fue de T₁H₂S₁, T₁H₂S₂, se obtuvo un máximo valor en la remoción de hierro de 68% y 57% respectivamente.

Cuando la conformación fue de T₂H₁S₁, T₂H₁S₂, mostramos una eficiencia máxima en remoción de hierro de 63% y 32% respectivamente.

Cuando la conformación fue de T₁H₁S₁, T₁H₁S₂, mostramos una eficiencia máxima en remoción de hierro de 47% y 48% respectivamente.

Los valores obtenidos de pH en las descargas, según el plan de experimentación, presentaron en promedio un valor de 6.5. Cuando

se evaluó T₂H₁S₂ presento un valor mínimo de 5.63 y un máximo de 6.80 cuando se evaluó T₂H₁S₁.

Los valores de conductividad en promedio fueron de 1.7 uS/cm, un valor mínimo de 1.54 uS/cm cuando se empleó la combinación de T₂H₂S₂ y un máximo valor de 191uS/cm cuando se empleó la combinación de T₁H₁S₁.

En la evaluación del sistema complementario al SAPS (Humedal aerobio), se evidencia aumenta máximo de pH de 6.80 de la salida del SAPS a 7.25 la salida del humedal aerobio.

4.2. Contrastación de la hipótesis

4.2.1. Presentación de resultados

Tabla 34: Presentación de resultados de concentración de hierro y porcentaje de remoción.

Código	Clave	Concentración de hierro (mg/l)		Remoción de hierro (%)	
E		323.85			
y1	T ₁ H ₁ S ₁	171.94	168.82	46%	47%
y2	T ₁ H ₁ S ₂	182.26	163.7	43%	48%
y3	T ₂ H ₁ S ₁	147.29	118.01	54%	63%
y4	T ₂ H ₁ S ₂	216.39	265.99	32%	16%
y5	T ₁ H ₂ S ₁	104.07	103.07	68%	68%
y6	T ₁ H ₂ S ₂	138.86	147.66	57%	54%
y7	T ₂ H ₂ S ₁	74.49	91.47	77%	72%
y8	T ₂ H ₂ S ₂	100.72	127.38	69%	61%

Fuente: Elaboración propia.

4.2.2. Procesamiento estadístico en Minitab

Diseño factorial completo
 Factores: 3 Diseño de la base: 3, 8
 Corridas: 16 Réplicas: 2
 Bloques: 1 Puntos centrales (total): 0

Tabla 35: Análisis de varianza

Análisis de Varianza para % de remoción de hierro					
Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Modelo	7	0.356894	0.050985	17.7	0
Lineal	3	0.279519	0.093173	32.34	0
Tipo de Sustrato Orgánico	1	0.082656	0.082656	28.69	0.001
Tiempo de Retención	1	0.001056	0.001056	0.37	0.562
Altura de Lámina de Agua	1	0.195806	0.195806	67.96	0
Interacciones de 2 términos	3	0.044069	0.01469	5.1	0.029
Tipo de Sustrato Orgánico*Tiempo de Retención	1	0.023256	0.023256	8.07	0.022
Tipo de Sustrato Orgánico*Altura de Lámina de Agua	1	0.004556	0.004556	1.58	0.244
Tiempo de Retención*Altura de Lámina de Agua	1	0.016256	0.016256	5.64	0.045
Interacciones de 3 términos	1	0.033306	0.033306	11.56	0.009
Tipo de Sustrato Orgánico*Tiempo de Retención*Altura de Lámina de Agua	1	0.033306	0.033306	11.56	0.009
Error	8	0.02305	0.002881		
Total	15	0.379944			

Fuente: Elaboración propia.

Resumen del modelo

S	R-cuad.	R-cuad. (ajustado)	R-cuad. (pred)
0.0536773	93.93%	88.62%	75.73%

Tabla 36: Coeficientes codificados

Efecto y coeficiente estimados para % de remoción de hierro						
Término	Efecto	Coef	coef.	Valor T	Valor p	VIF
Constante		0.5469	0.0134	40.75	0	
Tipo de Sustrato Orgánico	-0.144	-0.0719	0.0134	-5.36	0.001	1
Tiempo de Retención	0.0163	0.0081	0.0134	0.61	0.562	1

Altura de Lámina de Agua	0.2212	0.1106	0.0134	8.24	0	1
Tipo de Sustrato Orgánico*Tiempo de Retención	-0.076	-0.0381	0.0134	-2.84	0.022	1
Tipo de Sustrato Orgánico*Altura de Lámina de Agua	0.0337	0.0169	0.0134	1.26	0.244	1
Tiempo de Retención*Altura de Lámina de Agua	0.0637	0.0319	0.0134	2.38	0.045	1
Tipo de Sustrato Orgánico*Tiempo de Retención*Altura de Lámina de Agua	0.0912	0.0456	0.0134	3.4	0.009	1

Fuente: Elaboración propia.

Ecuación de regresión en unidades no codificadas

$$Y=0.477 + 0.402S-0.00729T + 0.00300H - 0.01458ST - 0.02400SH + 0.000531TH + 0.000760STH$$

4.2.3. Prueba de la hipótesis general

Un efecto o interacción es significativa si se cumple la siguiente relación:

$$p \leq \alpha$$

El valor p es una probabilidad que mide la evidencia en contra de la hipótesis nula. Las probabilidades más bajas proporcionan una evidencia más fuerte en contra de la hipótesis nula.

Nivel de significancia

En ingeniería se trabaja con un 95 % de confianza ($\alpha=0.05$)

Criterio de rechazo

Se rechaza la hipótesis nula (H_0) si $p \leq \alpha$,

El p fue obtenido a través del software Minitab 17, analizando los datos.

Hipótesis general: Los sistemas de producción sucesiva de alcalinidad remueven el hierro de las infiltraciones ácidas de las bocaminas de Azalia-Pasco.

Hipótesis nula: Los sistemas de producción sucesiva de alcalinidad no remueven el hierro de las infiltraciones ácidas de las bocaminas de Azalia-Pasco.

Con un nivel de significancia de 0.05 se observa que el $p = 0$ (modelo), obtenido mediante el uso del software Minitab 17 para los datos de remoción de hierro.

De los que se puede afirmar que $p < \alpha$, rechazando de este modo la hipótesis nula.

Esto indica que los sistemas de producción sucesiva de alcalinidad remueven el hierro de las infiltraciones ácidas de las bocaminas de Azalia-Pasco.

4.2.4. Prueba de hipótesis específica

Hipótesis específica N° 1: El tipo de sustrato orgánico influye significativamente en la remoción de hierro de las infiltraciones ácidas de las bocaminas de Azalia-Pasco.

Hipótesis nula: El tipo de sustrato orgánico no influye significativamente en la remoción de hierro de las infiltraciones ácidas de las bocaminas de Azalia-Pasco.

Con un nivel de significancia de 0.05 se observa que el $p = 0.001$, obtenido mediante el uso del software Minitab 17 para los datos de remoción de hierro.

De los que se puede afirmar que $p < \alpha$, rechazando de este modo la hipótesis nula.

Hipótesis específica N° 2: El tiempo de retención hidráulica influye significativamente en la remoción de hierro de las infiltraciones ácidas de las bocaminas de Azalia-Pasco.

Hipótesis nula: El tiempo de retención hidráulica no influye significativamente en la remoción de hierro de las infiltraciones ácidas de las bocaminas de Azalia-Pasco.

Con un nivel de significancia de 0.05 se observa que el $p = 0.562$, obtenido mediante el uso del software Minitab 17 para los datos de remoción de hierro.

De los que se puede afirmar que $p > \alpha$, aceptando de este modo la hipótesis nula, lo cual indica el tiempo de retención no afecta significativamente en la remoción de hierro.

Hipótesis específica N°3: La altura de lámina de agua influye significativamente en la remoción de hierro de las infiltraciones ácidas de las bocaminas de Azalia-Pasco.

Hipótesis nula: La altura de lámina de agua no influye significativamente en la remoción de hierro de las infiltraciones ácidas de las bocaminas de Azalia-Pasco.

Con un nivel de significancia de 0.05 se observa que el $p = 0$, obtenido mediante el uso del software Minitab 17 para los datos de remoción de hierro.

De los que se puede afirmar que $p < \alpha$, rechazando de este modo la hipótesis nula.

4.2.5. Gráficas de los resultados

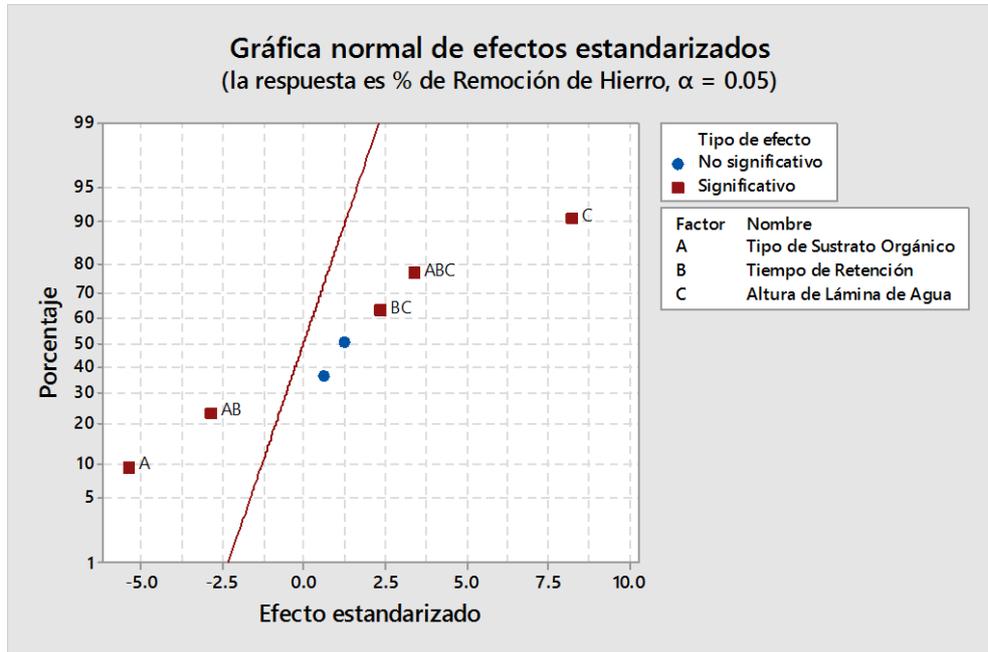


Figura 60: Probabilidad normal

Fuente. Elaboración Propia

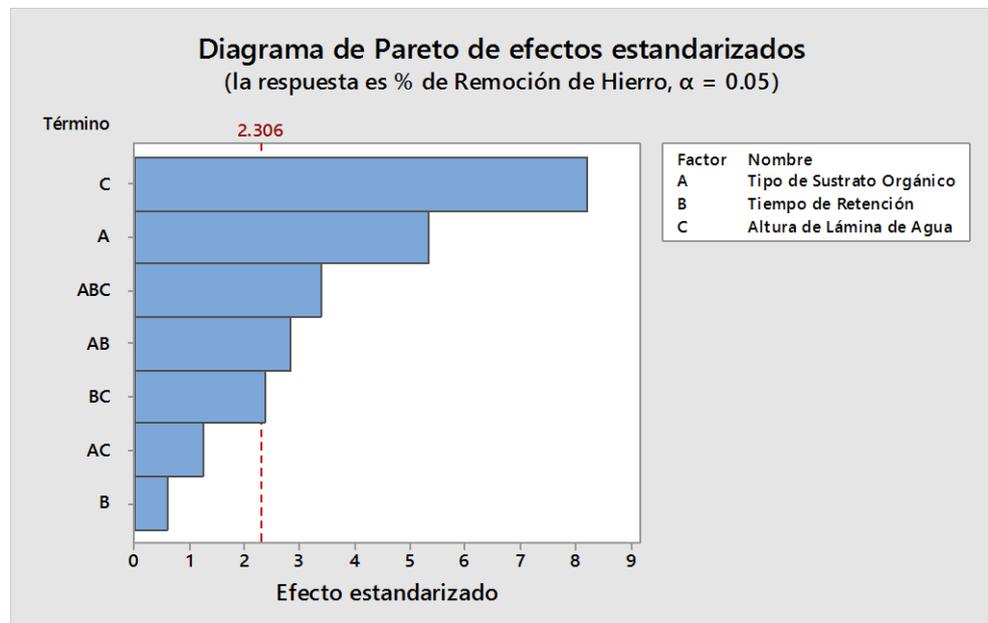


Figura 61: Diagrama de Pareto de los factores estandarizados

Fuente. Elaboración Propia

De la gráfica se observa que los factores altura de lámina de agua, tipo de sustrato, y la interacción del tipo de sustrato, tiempo de retención, altura de lámina de agua; tipo de sustrato orgánico y tiempo de retención; tiempo de retención y altura de lámina de agua son significativos en la remoción de hierro.

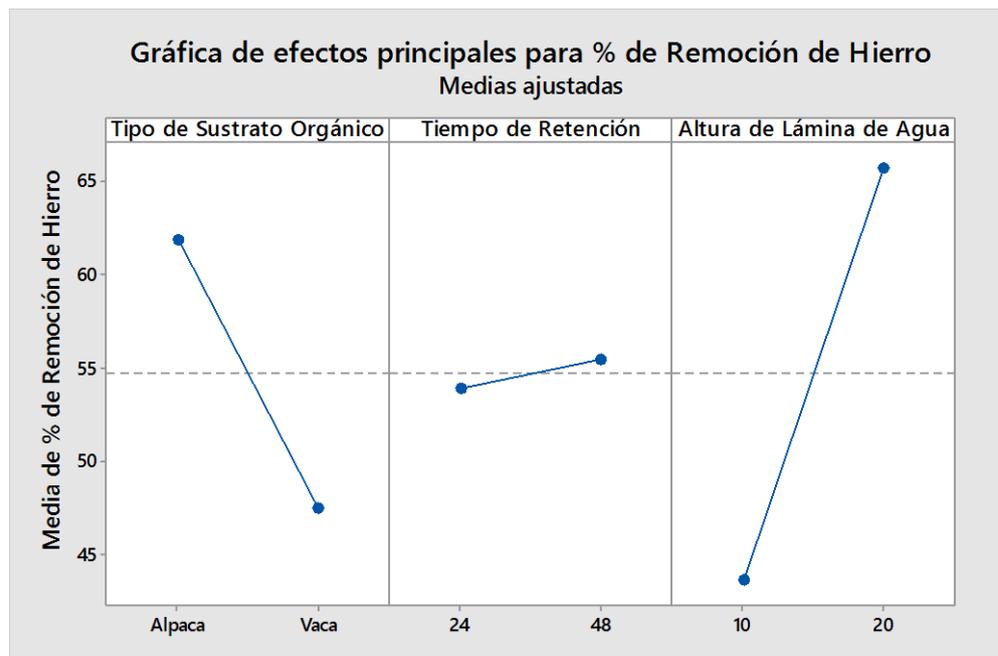


Figura 62: Diagrama efectos principales

Fuente. Elaboración Propia

En la gráfica cada punto representa la media del porcentaje de remoción de hierro para un nivel de un factor. La línea central horizontal muestra la media del porcentaje de remoción de hierro para todas las corridas.

El panel izquierdo de la gráfica indica que al usar guano de alpaca como sustrato se tuvo un mayor porcentaje de remoción de hierro que al usar guano de vaca. El panel central indica que el tiempo de retención de 48 horas tuvo una ligera variación mayor en el porcentaje de remoción de hierro en comparación con el de 24 horas. El panel derecho de la gráfica indica que la altura de lámina de agua de 20cm tuvo una mejor eficiencia en la remoción de hierro en comparación con el de 10cm.

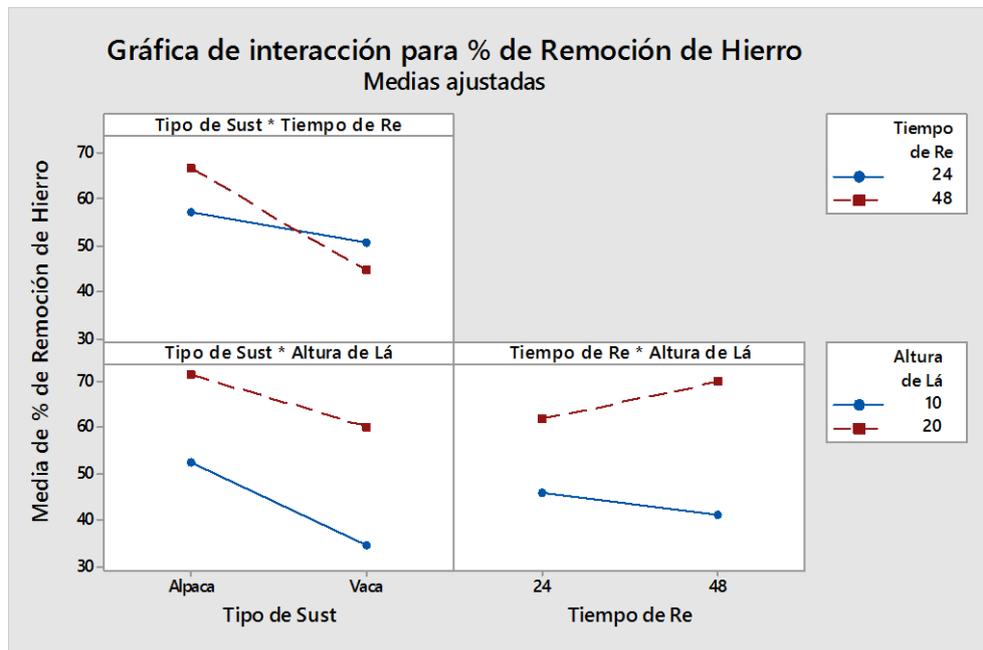


Figura 63: Grafica de Interacción

Fuente. Elaboración Propia

En la gráfica cada punto de interacción muestra el porcentaje de remoción de hierro medio con diferentes combinaciones de los niveles de los factores. Si las líneas no son paralelas, la gráfica indica que existe una interacción entre los dos factores.

El panel superior izquierdo de la gráfica indica que al usar guano de alpaca tiene mayor efecto cuando se utiliza un tiempo de retención de 48h en lugar de un tiempo de 24 horas. El panel inferior izquierdo de la gráfica indica que al usar guano de alpaca tiene mayor efecto cuando se utiliza una altura de lámina de agua de 20cm en lugar de una altura de 10cm. El panel inferior derecho de la gráfica indica que al usar un tiempo de retención de 48h tiene un mayor efecto cuando se utiliza una altura de lámina de agua de 20cm en lugar de una altura de 10cm.

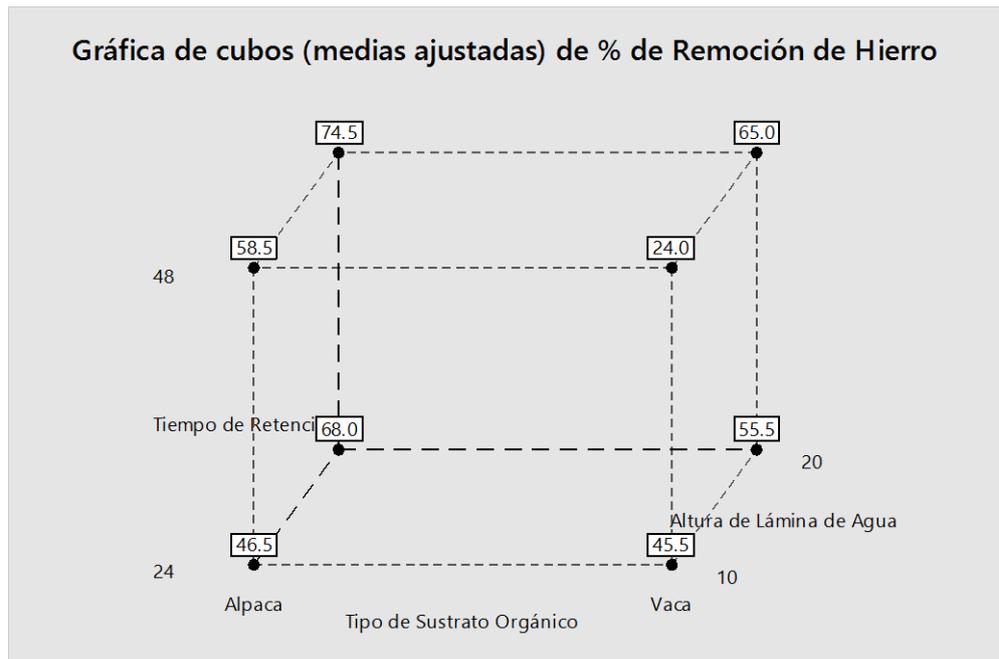


Figura 64: Gráfica de cubos
Fuente. Elaboración Propia

La gráfica de cubos muestra la relación entre los factores y la respuesta. En donde nos indica que la mayor remoción de hierro resulto cuando se trabaja con guano de alpaca, una altura de lámina de agua de 20cm y un tiempo de retención de 48h.

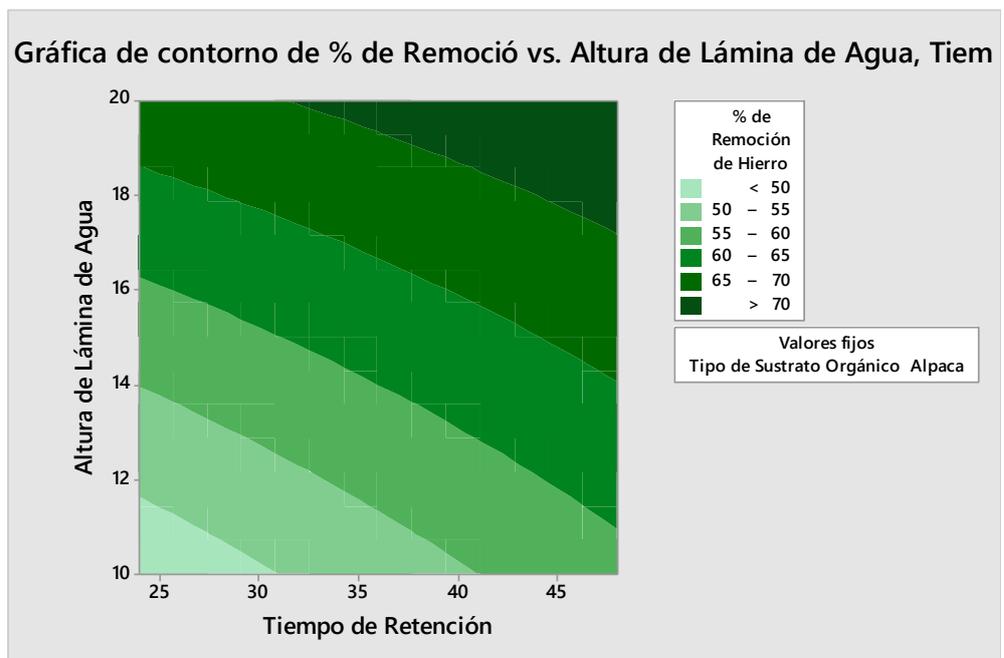


Figura 65: Gráfica de contorno para guano de alpaca.
Fuente. Elaboración Propia

La grafica de contorno al emplear guano de alpaca se observa que a mayor tiempo de retención la eficiencia en la remoción de hierro aumenta, del mismo modo que al aumentar la altura de la lámina de agua aumenta la eficiencia en la remoción de hierro.

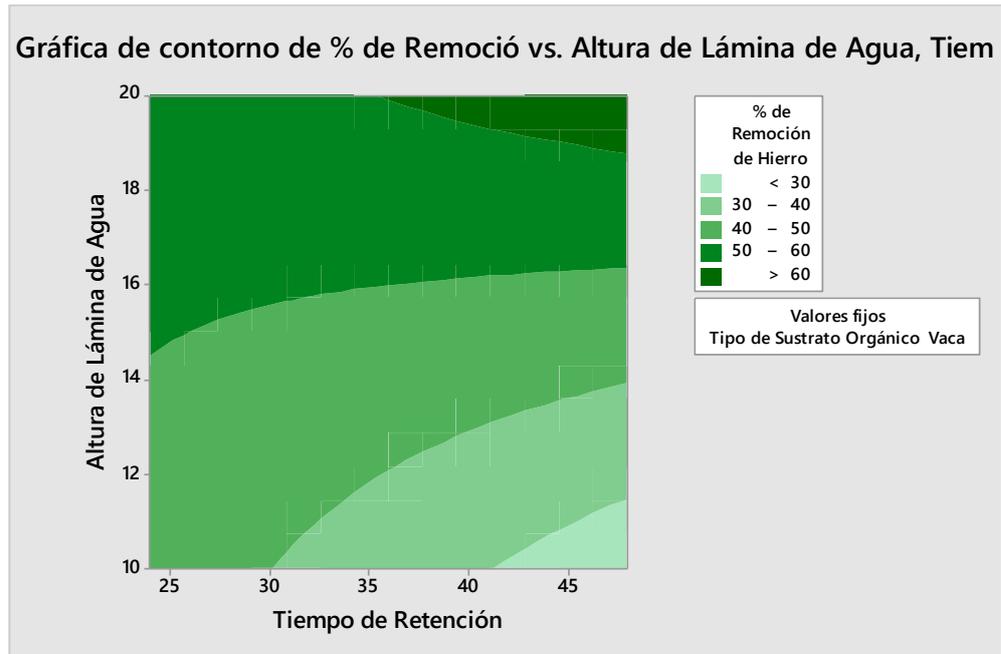


Figura 66: Gráfica de contorno para guano de vaca
Fuente. Elaboración Propia

La grafica de contorno al emplear guano de alpaca se observa que no guarda relación con el tiempo de retención, no obstante, a mayor altura de lámina de agua si se ve su influencia en el aumento de la eficiencia.

Por lo que se concluye que la altura de lámina de agua es una variable significativa en el proceso, mientras que el tiempo de retención no es significativa en ambos sustratos, por lo que se puede sugerir es que ambos tiempos tienen procesos eficientes.

CONCLUSIONES

1. Experimentalmente y estadísticamente los sistemas de producción sucesiva de alcalinidad remueven el hierro de las infiltraciones ácidas de las bocaminas de Azalia-Pasco, con una eficiencia de remoción de 74.5%.
2. El tipo de sustrato orgánico influye significativamente en la remoción de hierro de las infiltraciones ácidas de las bocaminas de Azalia-Pasco, teniendo mejor resultado al emplear guano de alpaca.
3. Los tiempos de retención hidráulica empleados de 12h y 48h no influyen significativamente en la remoción de hierro, considerando que el tiempo de retención no guarda la misma relación en ambos sustratos orgánicos.
4. La altura de lámina de agua influye significativamente en la remoción de hierro de las infiltraciones ácidas de las bocaminas de Azalia-Pasco, presentando una mayor eficiencia al aumento de altura.

RECOMENDACIONES

1. Los Sistemas de producción sucesiva de alcalinidad remueven eficientemente el hierro, se debería evaluar otros metales con las condiciones empleadas dentro del sistema.
2. Se recomienda realizar un estudio inicial al sustrato orgánico (guano de alpaca) y evaluar la presencia de bacterias Desulfotomaculum, ya que al ser una bacteria sulfureductora acelera el proceso de remoción de hierro.
3. Se recomienda probar con tiempos de retención menor a los empleados 24 y 48 h, que se encuentren por encima a lo sugeridos por Watzlaf George R.; Kairies de 15 h, considerando que los tiempos empleados no fueron significativos en la remoción de hierro, con el fin de minimizar el área a emplear en un sistema a mayor escala.
4. Se recomienda probar con alturas de lámina superior a las empleadas 10 y 20 cm, considerando que la variable altura es significativas y que a mayor altura mayor se evidencia una mayor eficiencia de remoción.

BIBLIOGRAFIA

- Acevedo Luyo, K. A. (2015). *Tratamiento de aguas ácidas de drenaje de mina con alto contenido de aluminio y manganeso por tecnologías de lodos de alta densidad (HDS)*. Universidad Nacional de Ingeniería. Recuperado de http://cybertesis.uni.edu.pe/bitstream/uni/1653/1/yactayo_ie.pdf
- Aduvire, O. (2006). *Drenaje Ácido de Mina. Generación y Tratamiento*. Instituto Geológico y Minero de España- Dirección de Recursos Minerales y Geoambiente. Madrid.
- Aguilar Díaz, A., y Aguilar Díaz, H. (2017). *Sistemas piloto de fitorremediación para el tratamiento de aguas ácidas de los pasivos ambientales mineros de la quebrada Mesa de Plata - Hualgayoc*. Repositorio Institucional - UPAGU. Universidad privada Antonio Guillermo Urrelo. Recuperado de <http://repositorio.upagu.edu.pe/handle/UPAGU/363?show=full>
- Akcil, A., Erust, C., Ozdemiroglu, S., Fonti, V., y Beolchini, F. (2015). A review of approaches and techniques used in aquatic contaminated sediments: Metal removal and stabilization by chemical and biotechnological processes. *Journal of Cleaner Production*, 86, 24–26. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.08.009>
- Aliaga Zagarra, E. D. (2017). *Aplicación de la biorremediación con comunidad biológica de musgos nativos en la recuperación de la calidad del agua impactada con drenaje ácido de roca (DAR) en la subsecuencia de Pachacoto, Rucuay-Anchash 2015*. Universidad Nacional Federico Villareal.
- Almudena Ordoñez, A. (1999). *Sistemas de tratamiento pasivo para aguas ácidas de mina. Experiencias de laboratorio, diseño y ejecución*. Universidad de Oviedo.
- Bahamóndez Honores, C. I. (2012). *Importancia de la actividad microbilogica en la predicción del drenaje ácido de mina*. Universidad de Chile. Recuperado de <http://www.sye.uchile.cl/index.php/ANUC/article/download/27307/28920>
- Berrospi Feliciano, V., y Carbajal Shiraishi, E. (2007). Ingresos provenientes de

- la minería y la promoción del desarrollo en Pasco. En *Apec Australia - 2007*. Pasco.
- Bono Cabré, R. (2012). Diseños cuasi-experimentales y longitudinales. Recuperado de <http://diposit.ub.edu/dspace/handle/2445/30783#.XODCTN68NGU.mendel> ey
- Bravo Alarcón, F. (2012). *El problema ambiental de la Oroya y su construcción social y política a través del análisis de las propuestas institucionales, legales y participativas de remediación*. Pontificie Universidad Católica del Perú.
- Bros Miranda, T. (2006). *Utilización de sistemas pasivos para mejorar la calidad de las aguas en lagos mineros*. Universidad de Oviedo.
- Castro de Esparza, M. L. (2016). *Minimización de riesgo para la salud por metales pesados e el agua de consumo humano*. Lima.
- CENTROMIN. (2002). *Plan de Cierre de los túneles Pucara y Azalia de la mina Goyllarisquizga*. Lima.
- Cervantes, A. (2014). *Caracterización del Drenaje Ácido y de las Rocas Asociadas a una Mina Para Evaluar su Posible Aplicación en un Sistema de Tratamiento Pasivo*. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Compañía minera Coimolache S.A. (2015). *Diseño de un wetlands Unidad Minera Tantahuatay*.
- Corzo Remigio, A. (2015). *Impacto de los pasivos ambientales mineros en el recurso hídrico de la microcuenca quebrada Párac, distrito de San Mateo de Huanchor, Lima*. Pontificia Universidad Católica del Perú.
- Costello, C. (2003). *Acid Mine Drainage: Innovative Treatment Technologies*. Washington DC: US Environmental Protection Agency Office of Solid Waste and Emergency Response.
- Cravotta Charles A., I. I. I., y Watzlaf, G. R. (2002). Limestone drains to increase pH and remove metals from acidic mine drainage. *Applied Geochemistry*, 14, 581–606.
- Cuba Sichler, P. (2018). Pasivos ambientales y la urgente implicación de nuevos actores. *Energiminas*, 2. Recuperado de <https://www.energiminas.com/pasivos-ambientales-y-la-urgente->

implicacion-de-nuevos-actores/

- Dar, S. A., Kleerebezem, R., Stams, A. J. M., Kuenen, J. G., y Muyzer, G. (2008). Competition and coexistence of sulfate-reducing bacteria, acetogens and methanogens in a lab-scale anaerobic bioreactor as affected by changing substrate to sulfate ratio. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 78(6), 1045–1055. <https://doi.org/10.1007/s00253-008-1391-8>
- Das, B. K., Roy, A., Koschorreck, M., Mandal, S. M., Wendt-Potthoff, K., y Bhattacharya, J. (2009). Occurrence and role of algae and fungi in acid mine drainage environment with special reference to metals and sulfate immobilization. *Water Research*, 43(4), 883–894. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.11.046>
- De la Cruz Carrasco, E. (2006). Mitigación de drenaje ácido en minas subterráneas aplicando fangos artificiales. Caso: mina Orcopampa. *Revista del Instituto de Investigación de la Facultad de Ingeniería Geológica, Minera, Metalúrgica y Geográfica*, 9(17), 69–74.
- Delgadillo, O., Camacho, A., y Serie, M. A. (2010). *Depuración de aguas residuales por medio de humedales artificiales*.
- Enrique, J., Rial, S., Pablo, J., y Centeno, F. (2016). Drenaje Acido de Mina Alternativas de Tratamiento. *Revista Mamym*, 20–33.
- Fashola, M. O., Ngole-Jeme, V. M., y Babalola, O. O. (2015). Diversity of Acidophilic Bacteria and Archaea and their Roles in Bioremediation of Acid Mine Drainage. *British Microbiology Research Journal*, 8(3), 443–456. <https://doi.org/10.9734/BMRJ/2015/14365>
- Faulkner, B. B., y Miller, F. K. (2003). Improvement of Water Quality by Land Reclamation And Passive Systems at an Eastern U.S Copper Mine. En *Proceedings West Virginia Surface Mine Drainage Task Force Symposium*. Morgantown, WV.
- Ferré, J. (2011). *El diseño factorial 2^k*. Universidad Rovira i Virgili (Tarragona).
- Fundación Chile. (2015). *Catastro de medidas y tecnologías para la prevención, control y tratamiento del drenaje minero*. Santiago de Chile.
- Gandy, C. J., Davis, J. E., Orme, P. H. A., Potter, H. A. B., y Jarvis, A. P. (2016). Metal removal mechanisms in a short hydraulic residence time subsurface flow compost wetland for mine drainage treatment. *Ecological Engineering*,

- 97(October), 179–185. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.09.011>
- Garayar, J., y Danilo, D. (2016). *Diseño piloto del sistema de Tratamiento Pasivo de infiltraciones provenientes del depósito de material inadecuado de minera la Zanja, Perú*. Universidad Politécnica de Cataluña.
- Gazea, B., Adam, K., y Kontopoulos, A. (1996). A Review Of Passive Systems for the Treatment of Acid Mine Drainage. *Minerals Engineering*, 9, 23–42.
- Graza Evaristo, F. (2015). *Determinación de Pb, Cd, As en aguas del río Santa en el Pasivo Minero Ambiental de Recuay, Ticapampa; Recuay-Anchash*. Universidad Nacional Mayor de San Marcos.
- Guevara Eslava, A. I. (2012). *Utilización de los humedales contruidos en el tratamiento del drenaje ácido de minas*. Universidad Industrial de Santander.
- Hedin, R. (2016). Operation and Maintenance of Passive Treatment Sytems. En *23rd British Columbia MEND Metal Leaching/Acid Rock Drainage Workshop*. Vancouver.
- Hedin, R. S., y Nairn, R. W. (1992). Designing and sizing passive mine drainage treatment systems. *US Bureau of Mines, Pittsburgh Research Centre, Pittsburgh, USA*.
- Hedin, R. S., Nairn, R. W., y Kleinmann, R. L. . (1994). *Passive treatment of coal mine drainage*. Pittsburgh, PA.
- Hedin Environmental. (2008). *Optimizing the Design and Operation of Self-flushing Limestone Systems for Mine Drainage Treatment*.
- Hiibel, S. R., Pereyra, L. P., Breazeal, M. V. R., Reisman, D. J., Reardon, K. F., y Pruden, A. (2011). Effect of Organic Substrate on the Microbial Community Structure in Pilot-Scale Sulfate-Reducing Biochemical Reactors Treating Mine Drainage. *Environmental Engineering Science*, 28(8), 563–572. <https://doi.org/10.1089/ees.2010.0237>
- Hilton, T., Dunn, M., Danehy, T., Denholm, C., y Busler, S. (2003). Harbison Walker - A hybrid passive treatment system. En *proceedings, 24th West Virginia Surface Mine Drainage Task Force Symposium*. Morgantown, WV.
- Hurtado Angel, A., y Soto Arbieta, J. (2006). *Evaluación del tratamiento de ácida con plomo, mediante fitorremediación*. Universidad Nacional de Ingeniería.
- Inga, E. (2011). *Tratamiento de efluentes por el metodo de pantanos artificiales (Wetland)*. Universidad Nacional de Ingeniería.

- Jage, C. R., Zipper, C. E., y Hendricks, A. C. (2000). Factors Affecting Performance of Successive Alkalinity-Producing Systems. En *Proceedings of the 2000 National Meeting of the American Society of Surface Mining and Reclamation* (pp. 451–458).
- James, J., y Gusek, P. . (2009). A Periodic Table of Passive Treatment for Mining Influenced Water. En *Proceedings of the 2009 National Meeting of the American Society of Mining and Reclamation. Billings, Montana* (Vol. 30, pp. 550–562). <https://doi.org/10.21000/JASMR09010550>
- Jarvis, A. P. (2000). *Desing, construction and performance of passive systems for the treatment of mine and spoil heap drainage*. University of Newcastle Upon Tyne.
- Jarvis, A. P., y Watson, I. (2016). Operation and maintenance of downwards flow compost systems for mine drainage treatment: Experiences from 3 Full-scale systems in the UK. En *Annual British Columbia-MEND ML/ARD Workshop*. Vancouver.
- Ji, S., Kim, S., y Ko, J. (2008). The status of the passive treatment systems for acid mine drainage in South Korea. *Environmental Geology*, 55(6), 1181–1194. <https://doi.org/10.1007/s00254-007-1064-4>
- Johnson, D. B., y Hallberg, K. B. (2005). Acid mine drainage remediation options: A review. *Science of the Total Environment*, 338(1–2 SPEC. ISS.), 3–14. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.09.002>
- Kadlec, R. H. (1994). Detention and Mixing in Free-Water Wetlands. *Ecological Engineering*, 3(4), 345–380. Recuperado de <Go to ISI>://A1994PX22200003
- Kalin, M., Cairns, J., y McCready, R. (1991). Ecological engineering methods for acid mine drainage treatment of coal wastes. *Resources, Conservation and Recycling*, 5(2–3), 265–275. [https://doi.org/10.1016/0921-3449\(91\)90030-R](https://doi.org/10.1016/0921-3449(91)90030-R)
- Kepler, D. A., y McCleary, E. C. (1994). Successive Alkalinity-Producing Systems (SAPS) for the Treatment of Acidic Mine Drainage. *Journal American Society of Mining and Reclamation*, 1994(1), 195–204. <https://doi.org/10.21000/JASMR94010195>
- Krohn, J. P. (2007). *Performance analysis of a successive alkalinity producing system treating acid mine drainage at simmons run in coshocton county*,

- ohio. Universidad de Ohio.
- Kusin, F. M. (2013). A Review of the Importance of Hydraulic Residence Time on Improved Design of Mine Water Treatment Systems. *World Applied Sciences Journal*, 26(10), 1316–1322. <https://doi.org/10.5829/idosi.wasj.2013.26.10.412>
- LarrainVial. (2008). *Minería En El Perú*. Recuperado de http://www.minem.gob.pe/minem/archivos/file/institucional/publicaciones/presentaciones/exposicion_minas_espa.pdf
- Licapa Redolfo, G. S. (2015). *Influencia del tiempo de retención y composición del sustrato en la remoción de hierro y cobre del drenaje ácido de mina en humedales artificiales*. Universidad de Cajamarca. Universidad Nacional de Cajamarca.
- Logan, M. V., Reardon, K. F., Figueroa, L. A., McLain, J. E. T., y Ahmann, D. M. (2005). Microbial community activities during establishment, performance, and decline of bench-scale passive treatment systems for mine drainage. *Water Research*, 39(18), 4537–4551. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.08.013>
- Lopez Gutierrez, H. (2011). *Tratamiento anaeróbico de aguas ácidas de mina con travertino y compost a escala de laboratorio*. Universidad Nacional del centro de Perú.
- López Pamo, E., Aduvire, O., y Baretino, D. (2002). Tratamientos Pasivos de Drenajes Ácidos de Mina: Estado Actual y Perspectivas de Futuro. *Boletín Geológico y Minero*, 113(1), 3–21.
- Lopez Tarazona, R. (2017). *Influencia de la pulpa de relave minero en la reducción de la concentración de metales pesados y sólidos totales en suspensión de los drenajes ácidos de mina*. Universidad Nacional Santiago Antúnez de Mayolo.
- Luise Davis. (1995). *A Handbook of Constructed Wetlands* (Vol. 1).
- Machemer, S. D., Reynolds, J. S., Laudon, L. S., y Wildeman, T. R. (1993). Balance of S in a constructed wetland built to treat acid mine drainage, Idaho Springs, Colorado, U.S.A. *Applied Geochemistry*, 8, 587–603.
- Martins, M., Faleiro, M. L., Barros, R. J., Veríssimo, A. R., Barreiros, M. A., y Costa, M. C. (2009). Characterization and activity studies of highly heavy

- metal resistant sulphate-reducing bacteria to be used in acid mine drainage decontamination. *Journal of Hazardous Materials*, 166(2–3), 706–713. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.11.088>
- Mihaela, C., Yim, G., Lee, G., Ji, S., Woong, J., Park, H., y Song, H. (2011). Comparative effectiveness of mixed organic substrates to mushroom compost for treatment of mine drainage in passive bioreactors. *Chemosphere*, 83, 76–82. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.11.082>
- Ministerio de energía y minas. (2005). *Aprueban reglamento de pasivos ambientales de la actividad minera (DS. N° 059-2005-EM)*.
- Ministerio de energía y minas. (2018). *Actualizan el inventario inicial de pasivos ambientales mineros*. Lima.
- Moreno Jerez, R., y Jimenez Jaime, J. (2012). *Mejoramiento del actual tratamiento activo y propuesta de un método pasivo para el manejo de drenaje acidido en el distrito minero Auroargentífero vetas-California*. Universidad Industrial de Santander.
- Nairn, R. W., y Mercer, M. N. (2000). Alkalinity Generation and Metals Retention in a Successive Alkalinity Producing System. *Mine Water and the Environment*, 19(2), 124–133. <https://doi.org/10.1007/BF02687260>
- Naisbitt, J. (2015). *Amulsar passive treatment system (PTS) designe basis*.
- Nina Chambe, M. (2008). *Evaluación de los métodos químicos y biogénico para el tratamiento de drenaje ácido de mina a escala de laboratorio*. Universidad Nacional Mayor de San Marco.
- Nordwick, S., Zaluski, M., Park, B., y Bless, D. (2006). Advances in Development of Bioreactors Applicable To the Treatment of Ard. *Journal American Society of Mining and Reclamation*, 2006(2), 1410–1420. <https://doi.org/10.21000/JASMR06021410>
- Novoa Orbe, D. L. (2016). *Analisis de la problematica de la explotación de los recursos naturales, la ecología y el medio ambiente en el Perú*. Universidad Ricardo Palma.
- Ordóñez, A., y Loredó, J. (2012). A Successive Alkalinity Producing System (SAPS) As Operational Unit In A hibrid Passive Treatment System for Acid Mine Drainage.

- Ordoñez, A., Loredo, J., y Pendás, F. (2012). A Successive Alkalinity Producing System (SAPS) As Operational Unit in a Hybrid Passive Treatment System for Acid Mine Drainage. *Mine Water and Environmen*, 575–580.
- Palma Huilca, G. A. (2018). *Evaluación del funcionamiento de un biorreactor pasivo utilizando bacterias sulfato-reductoras para el tratamiento de drenajes ácidos de mina*. Universidad Nacional de San Agustín de Arequipa.
- Patrón Prado, M. (2012). *Factibilidad del uso de un sistema de flujo continuo para la remoción de iones de cadmio y cobre de soluciones acuosas utilizando el alga Sargasum sinicola*. Tesis Doctoral. Centro de Investigaciones biológicas del Noroeste, SC. Recuperado de <http://www.citeulike.org/user/LNCScatalogo/article/10716051>
- Peláez Morales, H., Prada Fonseca, M., Caicedo Pineda, G., Moreno Herrera, C., y Márquez Godoy, M. (2013). Influencia de la relación inicial de Fe^{3+}/Fe^{2+} , en un proceso de biodesulfurización de carbones en suspensión. *Rev. Int. Contam. Ambient*, 29(2), 211–2017.
- Piramid Consortium. (2003). *Engineering guidelines for the passive remediation of acidid and/or metalliferous mine drainage and similar wastewaters*. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2008.08.016>
- Porter, C. M., y Nairn, R. W. (2008). Ecosystem functions within a mine drainage passive treatment system. *Ecological Engineering*, 32(4), 337–346. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2007.12.013>
- Rashta López, I. M. (2013). *Experiencias de Tratamiento de Drenaje Ácido de Mina Mediante el Sistema de Humedales en Pasivos Mineros-Mesapata-Distrito de Catac-Huaraz*. Universidad Nacional José Faustino Sánchez Carrión.
- Rich, B. (2006). Introduction to Water Treatment. En *Pennsylvania Statewide Conference on Abandoned Mine reclamation*. <https://doi.org/10.1016/B978-1-85617-705-4.00014-9>
- Rosas Blas, R., y Carranza Urbina, J. (2015). *Estudios técnico para el tratamiento de aguas ácidas en los drenajes de la industria minera*. Universidad Nacional de Trujillo.
- Rose, A. W., y Dietz, J. M. (2002). Case Studies of Passive Treatment Systems: Vertical Flow Systems. En *Proceedings of the 2002 National Meeting of the*

- American Society of Mining and Reclamation* (pp. 776–797). Lexington, Kentucky.
- Rose, A. W., Means, B., y Shah, P. . (2003). Methods for passive removal of manganese from acid mine drainage. En *Proceedings of the 24th West Virginia Surface Mine Drainage Task Force Symposium* (pp. 71–82).
- Salazar Giraldo, J. P., Hernández Angel, M. L., y Arango Ruiz, A. de J. (2012). Alternativas de tratamientos de las aguas de los drenajes ácidos de minas : una revisión. *Perspectivas y Avances de Investigación de la serie Lasallista Investigación y Ciencia*.
- Sanchez Rial, J. E., y Ferreira Centeno, J. P. (2016). Drenaje ácido de mina- Alternativas de Tratamiento. *Revista Mamym*, 20–33.
- Sánchez-T, E. L., Garza-González, M. T., Almaguer-Cantú, V., Sáenz-Tavera, I. D. C., y Liñán-Montes, A. (2008). Estudio cinético e isotermas de adsorción de Ni(II) y Zn(II) utilizando biomasa del alga *Chlorella* sp. inmovilizada. *Ciencia-Uanl*, 11(2), 168–176. Recuperado de <http://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=2565693>
- Sen, A. M., y Johnson, B. (1999). Acidophilic sulphate-reducing bacteria: candidates for bioremediation of acid mine drainage. *Process Metallurgy*, 9, 709–718.
- Sheoran, A. S., Sheoran, V., y Choudhary, R. P. (2010). Bioremediation of acid-rock drainage by sulphate-reducing prokaryotes : A review. *Minerals Engineering*, 23, 1073–1100. <https://doi.org/10.1016/j.mineng.2010.07.001>
- Skousen, J., Sexstone, A., Cliff, J., Sterner, P., Calabrese, J., y Ziemkiewicz, P. (1999). Acid Mine Drainage Treatment With a Combined Wetland/Anoxic Limestone Drain: Greenhouse and Field Systems. *Journal American Society of Mining and Reclamation*, 1999(1), 621–633. <https://doi.org/10.21000/JASMR99010621>
- Smyntek, P. M., Wagner, R. C., Krometis, L.-A., Sanchez, S. C., Wynn-Thompson, T., y Strosnider, W. H. J. (2017). Passive Biological Treatment of Mine Water to Reduce Conductivity: Potential Designs, Challenges, and Research Needs. *Journal of Environmental Quality*, 46(1), 1–9. <https://doi.org/10.2134/jeq2016.06.0216>
- Somerset County-Conservation District. (2003). *Operation and Maintenance for*

Passive Treatment systems. Damariscotta.

- Sthuhlberg, C., Peck, P., Tremblay, G., y Davé, N. (2007). *Innovative techniques and technologies for contaminated mine waters assessment, management and remediation.*
- Strosnider, W. H., y Nairn, R. W. (2010). Effective passive treatment of high-strength acid mine drainage and raw municipal wastewater in Potosí, Bolivia using simple mutual incubations and limestone. *Journal of Geochemical Exploration*, 105(1–2), 34–42. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2010.02.007>
- Taija, Y. (2016). *Evaporation of Acid Mine Water with Mechanical Vapor Recompression.* Universidad de OULU.
- Taylor, J., Guthrie, B., Murphy, N., y Waters, J. (2006). Alkalinity producing cover materials for providing sustained improvement in water quality from waste rock piles. En *Proceedings of the 7th international conference on acid rock drainage (ICARD), Mar* (pp. 26–30).
- Taylor, K., Banks, D., y Watson, I. (2016). Characterisation of hydraulic and hydrogeochemical processes in a reducing and alkalinity-producing system (RAPS) treating mine drainage, South Wales, UK. *International Journal of Coal Geology*, 164, 35–47. <https://doi.org/10.1016/j.coal.2016.05.007>
- Timms, G., y Corp, E. A. C. (1998). Martinka ' s State-of-the-Art AMD Treatment Plant, 4–7.
- Trumm, D. A., Watts, M., y Gunn, P. (2006). AMD treatment in New Zealand - Use of small-scale passive systems. *7th International Conference on Acid Rock Drainage 2006, ICARD - Also Serves as the 23rd Annual Meetings of the American Society of Mining and Reclamation*, 3, 2142–2158.
- Trumm, D., y Watts, M. (2010). Results of small-scale passive system trials to treat acid mine drainage, West Coast Region, South Island, New Zealand. *New Zealand Journal of Geology and Geophysics*, 53(2–3), 227–237. <https://doi.org/10.1080/00288306.2010.509041>
- Tsukamoto, T. K., Killion, H. A., y Miller, G. C. (2004). Column experiments for microbiological treatment of acid mine drainage: Low-temperature, low-pH and matrix investigations. *Water Research*, 38(6), 1405–1418. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2003.12.012>
- Valencia Espinoza, C. E. (2011). *Química de hierro y manganeso en el agua,*

- métodos de remoción*. Universidad de Cuenca.
- Vasquez, Y., Escobar, M. C., Saenz, J. S., Quiceno-Vallejo, M. F., Neculita, C. M., Arbeli, Z., y Roldan, F. (2018). Effect of hydraulic retention time on microbial community in biochemical passive reactors during treatment of acid mine drainage. *Bioresource Technology*, 247(4), 624–632. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.09.144>
- Vera Arela, E. (2017). *El impacto de la minería en la economía del departamento de Arequipa para el periodo del 2000-20015*. Pontificie Universidad Católica del Perú.
- Villanueva Alvarez, R. C., y Sánchez Pinto, F. R. (2013). *Diseño de tratamiento pasivo después del plan de cierre de mina*. Universidad Nacional de Ingeniería. Recuperado de http://cybertesis.uni.edu.pe/bitstream/uni/1653/1/yactayo_ie.pdf
- Watzlaf, G. R., Kairies, C. L., y Schroeder, K. T. (2003). Flushing of metals from reducing and alkaline producing systems 1, 40502.
- Watzlaf George R.; Kairies, C. L. . S. K. T. . D. T. B. R. (2002). Quantitative Results from the Flushing of Four Reducing and Alkalinity-Producing Systems. En *23rd Annual West Virginia Surface Mine Drainage Task Force Symposium. Morgantown, WV, USA* (p. 11).
- Whitehead, P. G., y Prior, H. (2005). Bioremediation of acid mine drainage : an introduction to the Wheal Jane wetlands project. *Science of the total environment*, 338, 15–21. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.09.016>
- Wolkersdorfer, C., y Busisiwe, Q. (2017). Passive Mine Water Treatment with a full scale , containerized Vertical Flow Reactor at the abandoned Metsämonttu Mine Site, Finland. *Mine Water and Circular Economy*, (July), 109–116. Recuperado de https://www.imwa.info/docs/imwa_2017/IMWA2017_Wolkersdorfer_109.pdf
- Younger, P. L., Jayaweera, A., Elliot, A., Wood, R., Amos, P., Daugherty, A. J., ... Johnson, D. B. (2003). Passive treatment of acidic mine waters in subsurface-flow systems: exploring RAPS and permeable reactive barriers. *Land Contamination & Reclamation*, 11(2), 127–135. <https://doi.org/10.2462/09670513.806>
- Yukon Research Centre. (2014). *Passive Treatment of Mine Impacted Water In*

Cold Climates : A Review.

- Zagury, G., Neculita, C., y Bussière, B. (2005). Passive biological treatment of acid mine drainage: Challenges of the 21st century. En *Proceedings on 2nd symposium on sur l'environnement et les mines. Quebec, Ontario, Canada* (pp. 30–33). Recuperado de <http://web2.uqat.ca/crc-bussiere/ArticleSymp2005Zaguryetal-Final.pdf>
- Zhang, B. Y., Zheng, J. S., y Sharp, R. G. (2010). Phytoremediation in engineered wetlands: Mechanisms and applications. *Procedia Environmental Sciences*, 2, 1315–1325. <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2010.10.142>
- Zipper, C., Specialist, E., Sciences, S. E., Tech, V., Skousen, J., Specialist, E., ... Tech, V. (2011). *Passive Treatment of Acid-Mine Drainage.*

ANEXOS

Anexo N°1. Matriz de consistencia

PROYECTO DE TESIS (Remoción de hierro en las infiltraciones ácidas de las bocaminas de Azalia-Pasco mediante sistemas de producción sucesiva de alcalinidad)						
PROBLEMA GENERAL	OBJETIVO GENERAL	HIPOTESIS GENERAL	VARIABLE DEPENDIENTE	DIMENSIONES	INDICADORES	METODO
¿Los sistemas de producción sucesiva de alcalinidad permitirán la remoción del hierro en las infiltraciones ácidas de las bocaminas de Azalia-Pasco?	Remover el hierro en las infiltraciones ácidas de las bocaminas de Azalia-Pasco mediante sistemas de producción sucesiva de alcalinidad	Los sistemas de producción sucesiva de alcalinidad remueven el hierro en las infiltraciones ácidas de las bocaminas de Azalia-Pasco	Y: Remoción de hierro = F(X1, X2, X3)	$\% = \frac{m.\text{removida}}{m.\text{inicial}}$	% remoción	Espectrofotometría de Absorción atómica
PROBLEMAS ESPECIFICAS	OBJETIVOS ESPECIFICOS	HIPOTESIS ESPECIFICO	VARIABLES INDEPENDIENTE	DIMENSIONES	INDICADORES	METODO
¿De qué manera el tipo de sustrato orgánico influye en la remoción de hierro en las infiltraciones ácidas de las bocaminas de Azalia-Pasco?	Determinar la influencia del tipo de sustrato orgánico en la remoción del hierro en las infiltraciones ácidas de las bocaminas de Azalia-Pasco.	El tipo de sustrato orgánico influye en la remoción del hierro en las infiltraciones ácidas de las bocaminas de Azalia-Pasco.	X1: Tipo de Sustrato orgánico	Tipo de sustrato orgánico (guano de Vaca y Alpaca)	(kg)	Método gravimétrico
¿De qué manera el tiempo de retención hidráulica influye en la remoción de hierro en las infiltraciones ácidas de las bocaminas de Azalia-Pasco?	Determina la influencia del tiempo de retención hidráulica en la remoción del hierro en las infiltraciones ácidas de las bocaminas de Azalia-Pasco.	El tiempo de retención hidráulica influye en la remoción de hierro en las infiltraciones ácidas de las bocaminas de Azalia-Pasco.	X2: Tiempo de retención hidráulica.	Tiempo de retención hidráulica (días)	(días)	Medición temporal
¿De qué manera la altura de lámina de agua influye en la remoción del hierro en las infiltraciones ácidas de las bocaminas de Azalia-Pasco?	Determinar la influencia de la altura de lámina de agua en la remoción de hierro en las infiltraciones ácidas de las bocaminas de Azalia-Pasco.	La altura de lámina de agua influye en la remoción del hierro en las infiltraciones ácidas de las bocaminas de Azalia-Pasco.	X3: Altura de la lámina de agua.	Altura de lámina de agua (m)	(m)	Medición longitudinal

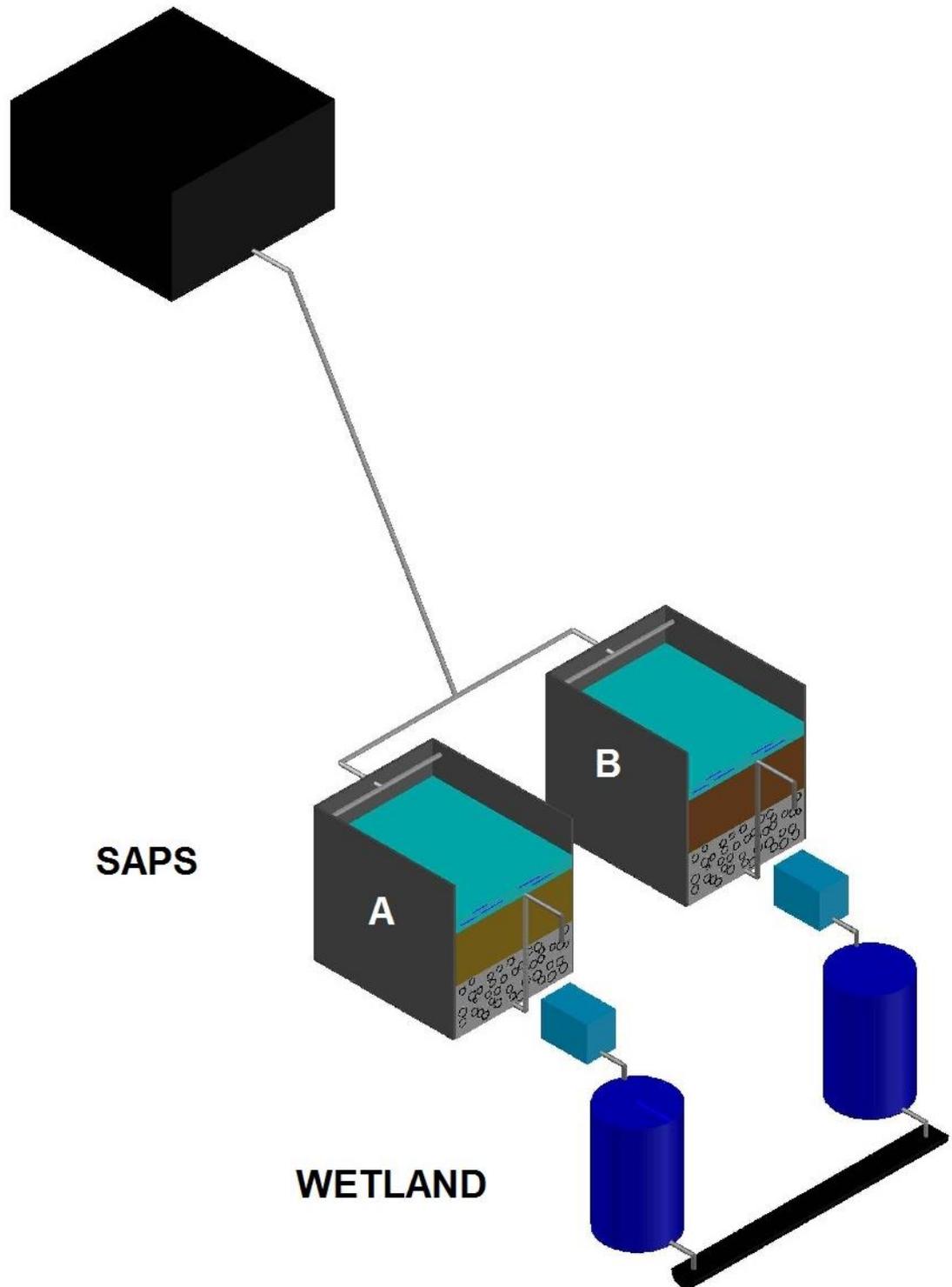
Y: variable dependiente = % de remoción.

X1: variable independiente = Tipo de sustrato orgánico.

X2: variable independiente = Tiempo de retención.

X3: variable independiente = Altura de lámina de agua.

Anexo N° 2. Plano de los sistemas pasivos



Anexo 3. D.S N° 015-2015-MINAM. Estándares Nacionales de Calidad Ambiental para Agua. Categoría 3 Riego de Vegetales y bebidas de animales

CATEGORÍA 3

CATEGORIAS		ECA AGUA: CATEGORIA 3	
PARÁMETRO	UNIDAD	PARÁMETROS PARA RIEGO DE VEGETALES	PARÁMETROS PARA BEBIDAS DE ANIMALES
		D1: RIEGO DE CULTIVOS DE TALLO ALTO Y BAJO	D2: BEBIDA DE ANIMALES
FÍSICOS - 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 escala Pt/Co	100 (a)	100 (a)
Conductividad	(uS/cm)	2 500	5 000
Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO ₅)	mg/l	15	15
Demanda Química de Oxígeno (DQO)	mg/l	40	40
Detergentes (SAAM)	mg/l	0,2	0,5
Fenoles	mg/l	0,002	0,01
Fluoruros	mg/l	1	**
Nitratos (NO ₃ -N) + Nitritos (NO ₂ -N)	mg/l	100	100
Nitritos (NO ₂ -N)	mg/l	10	10
Oxígeno Disuelto (valor mínimo)	mg/L	4	5
Potencial de Hidrógeno (pH)	Unidad de pH	6,5 – 8,5	6,5 – 8,4
Sulfatos	mg/L	1000	1000
Temperatura	°C	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			
Parathión	ug/l	35	35
Organoclorados			
Aldrin	ug/l	0,004	0,7
Clordano	ug/l	0,006	7
DDT	ug/l	0,001	30
Dieldrin	ug/l	0,5	0,5
Endosulfan	ug/l	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
MICROBIOLÓGICOS Y PARASITOLÓGICOS			
Coliformes Totales (35-37°C)	NMP/100 ml	1 000	5 000
Coliformes Termotolerantes (44,5°C)	NMP/100 ml	1 000	1 000
Enterococos intestinales	NMP/100 ml	20	20
Escherichia coli	NMP/100 ml	100	100
Huevos y larvas de helmintos	Huevos/L	<1	<1

Anexo 4. Límites Máximos Permisibles para la descarga de efluentes líquidos de Actividades Minero – Metalúrgicas (D.S. N° 010-2010-MINAM)

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

Anexo 5. Resultado de laboratorio



UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA LA MOLINA
FACULTAD DE INGENIERÍA AGRÍCOLA
DEPARTAMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS DRH
LABORATORIO DE AGUA, SUELO, MEDIO AMBIENTE Y FERTIRRIEGO



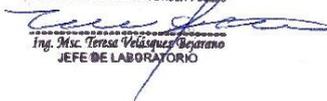
Av. La Molina s/n. Telefax: 6147800 Anexo 226 Lima. E-mail: las-fia@lamolina.edu.pe **Nº 003198**

ANÁLISIS FÍSICO-QUÍMICO DE AGUA

SOLICITANTE : MARICELA VILLAIZAN PAHUACHO
SONIA HUACCANQUI APAZO
PROYECTO : Tratamiento de aguas acidas mediante
sistemas pasivos
PROCEDENCIA : Distrito de San Juan Cerro de Pasco
RESPONSABLE ANÁLISIS : Ing. Nore Arévalo Flores
FECHA DE ANÁLISIS : La Molina, 31 de Agosto del 2016

Nº LABORATORIO		3198
Nº DE CAMPO		E
Fierro	mg/L	343.80
Zing	mg/L	1.87

LABORATORIO DE ANÁLISIS DE AGUA Y SUELO


Ing. Msc. Teresa Velásquez Bejarano
JEFE DE LABORATORIO





UNIVERSIDAD NACIONAL DE INGENIERÍA
FACULTAD DE INGENIERÍA GEOLÓGICA, MINERA Y METALÚRGICA
LABORATORIO DE ESPECTROMETRÍA

ANÁLISIS DE CINCO MUESTRAS DE AGUAS

SOLICITADO POR : MARICELA VILLAIZAN PAHUACHO
PROCEDENCIA DE MUESTRA : Dsto. San Juan. CERRO DE PASCO
RECEPCIÓN DE MUESTRA : Lima , 28 de Noviembre del 2016

RESULTADO DEL ANÁLISIS DE CINCO MUESTRAS DE AGUAS

Muestra	Fe (mg/L)	Al (mg/L)
E (Agua acida inicial)	320.38	45.40
A1 (Agua tratada)	192.06	1.74
A2 (Agua tratada)	29.45	0.27
B1 (Filtrado)	146.96	2.46
B2 (Filtrado)	81.58	1.46

Lima, 07 de Noviembre del 2016



MSC. Atilio Mendoza A.
Jefe Lab. Espectrometría



UNIVERSIDAD NACIONAL DE INGENIERÍA
FACULTAD DE INGENIERÍA GEOLÓGICA, MINERA Y METALÚRGICA
LABORATORIO DE ESPECTROMETRÍA

ANÁLISIS DE CINCO MUESTRAS DE AGUAS

SOLICITADO POR : MARICELA VILLAIZAN PAHUACHO
PROCEDENCIA DE MUESTRA : Dsto. San Juan. CERRO DE PASCO
RECEPCIÓN DE MUESTRA : Lima , 14 de Diciembre del 2016

RESULTADO DEL ANÁLISIS DE CINCO MUESTRAS DE AGUAS
SEGUNDA PRUEBA

Muestra	Fe (mg/L)	Al (mg/L)
E (Agua acida inicial)	300.25	42.89
A1 (Agua tratada)	155.40	1.65
A2 (Agua tratada)	85.27	0.11
B1 (Filtrado)	139.64	2.14
B2 (Filtrado)	34.40	0.18

Lima, 20 de Diciembre del 2016



MSc. Atilio Mendoza A.
Jefe Lab. Espectrometría

Av. Túpac Amará N° 210, Lima 25, Apartado 1301-Perú
Teléfono: (511) 4824427 , Central Telefónica (511) 4811070, Anexo 386
e-mail: labespectro@uni.edu.pe



UNIVERSIDAD NACIONAL DE INGENIERÍA
FACULTAD DE INGENIERÍA GEOLÓGICA, MINERA Y METALÚRGICA
LABORATORIO DE ESPECTROMETRÍA

ANÁLISIS DE CINCO MUESTRAS DE AGUAS

SOLICITADO POR : MARICELA VILLAIZAN PAHUACHO
PROCEDENCIA DE MUESTRA : Dsto. San Juan. CERRO DE PASCO
RECEPCIÓN DE MUESTRA : Lima , 13 de Enero del 2017

**RESULTADO DEL ANÁLISIS DE CINCO MUESTRAS DE AGUAS
TERCERA PRUEBA**

Muestra	Fe (mg/L)	Al (mg/L)
E (Agua acida inicial)	252.26	44.86
A1 (Agua tratada)	160.56	0.27
A2 (Agua tratada)	64.57	0.02
B1 (Filtrado)	126.07	0.25
B2 (Filtrado)	0.67	0.02

Lima, 18 de Enero del 2017


MSc. Atilio Mendoza A.
Jefe Lab. Espectrometría

Av. Túpac Amará N° 210, Lima 25, Apartado 1301-Perú
Teléfono: (511) 4824427 , Central Telefónica (511) 4811070, Anexo 4245
e-mail: labespectro@uni.edu.pe



UNIVERSIDAD NACIONAL DE INGENIERÍA

FACULTAD DE INGENIERÍA GEOLÓGICA, MINERA Y METALÚRGICA

LABORATORIO DE ESPECTROMETRÍA

ANÁLISIS DE 12 MUESTRAS DE AGUAS

SOLICITADO POR : MARICELA VILLAIZAN PAHUACHO
PROCEDENCIA DE MUESTRA : Dsto. San Juan. CERRO DE PASCO
RECEPCIÓN DE MUESTRA : Lima , 03 de Abril del 2017

RESULTADO DEL ANÁLISIS DE 12 MUESTRAS DE AGUAS

Muestra		Fe (mg/L)	Al (mg/L)
E- 01	PASCO INICIO	311.80	29.96
E - 02		344.54	24.44
E - 03		323.85	28.15
E - 04		315.21	28.10
A1 - 01	PASCO ALPACA	74.49	1.60
A1 - 02		91.47	1.52
A1 - 03		104.07	1.01
A1 - 04		103.07	1.27
B1 - 01	PASCO VACA	100.72	5.98
B1 - 02		127.38	8.08
B1 - 03		138.86	3.10
B1 - 04		147.66	3.35

Lima, 07 de Abril del 2017


MSc. Atilio Mendoza A.
Jefe Lab. Espectrometría



Av. Túpac Amará N° 210, Lima 25, Apartado 1301-Perú
Teléfono: (511) 4824427 , Central Telefónica (511) 4811070, Anexo 4245
e-mail: labespectro@uni.edu.pe



UNIVERSIDAD NACIONAL DE INGENIERÍA
FACULTAD DE INGENIERÍA GEOLÓGICA, MINERA Y METALÚRGICA
LABORATORIO DE ESPECTROMETRÍA

ANÁLISIS DE 12 MUESTRAS DE AGUAS

SOLICITADO POR : MARICELA VILLAIZAN PAHUACHO
PROCEDENCIA DE MUESTRA : Dsto. San Juan. CERRO DE PASCO
RECEPCIÓN DE MUESTRA : Lima , 21 de Abril del 2017

RESULTADO DEL ANÁLISIS DE 12 MUESTRAS DE AGUAS

Muestra		Fe (mg/L)	Al (mg/L)
E- 01	23-03-17	317.05	30.75
E - 02	23-03-17	332.53	32.38
E - 03	03-04-17	308.76	26.23
E - 04	04-04-17	310.23	24.54
A1 - 01	24-03-17	147.29	4.27
A1 - 02	25-03-17	118.01	1.87
A1 - 03	03-04-17	171.94	2.36
A1 - 04	04-04-17	168.82	1.90
B1 - 01	24-03-17	216.39	16.89
B1 - 02	25-04-17	265.99	7.49
B1 - 03	03-04-17	182.26	10.65
B1 - 04	04-04-17	163.70	7.64

Lima, 28 de Abril del 2017



Av. Túpac Amará N° 210, Lima 25, Apartado 1301-Perú
Teléfono: (511) 4824427 , Central Telefónica (511) 4811070, Anexo 4245
e-mail: labespectro@uni.edu.pe

Anexo 6. Panel fotográfico



Foto N°1: Circuito de tratamiento de la planta Azalia



Foto N°2: Planta artesanal de tratamiento químicos de aguas acidas-Azalia.



Foto N°3: Medición de pH del drenaje ácido de las bocaminas con papel tornasol.



Foto N°4: Medición de parámetros de campo con equipos Multi-parámetro HANNA.



Foto N°5: Sistema pasivos.



Foto N°6: Suspensión del sustrato orgánico del SAPS en las primeras semanas de instalación.



Foto N°7: Asentamiento de sustrato orgánico después de 2 semanas



Foto N°8: Recolección de muestras de los sistemas pasivos



Foto N°9: Medición de parámetros de campo.



Foto N°10: Recolección de muestras de las salidas de los sistemas SAPS y Humedales aerobios.



Foto N°11: Incorporación de solución de hidróxido de calcio.



Foto N°12: Muestras después de la incorporación de solución de hidróxido de calcio en el sistema B.



Foto N°13: Recolección y medición de parámetros de campo en el río Ushugoya.