

**CARACTERIZACIÓN DEL DRENAJE ACIDO GENERADO EN UNA MINA DE
ORO Y PROPUESTA TÉCNICA DE REMEDIACIÓN**

ALFONSO ERNESTO BARÓN TORRES

**UNIVERSIDAD INDUSTRIAL DE SANTANDER
FACULTAD DE CIENCIAS
ESCUELA DE QUÍMICA
MAESTRÍA EN QUÍMICA AMBIENTAL
BUCARAMANGA**

2013

**CARACTERIZACIÓN DEL DRENAJE ACIDO GENERADO EN UNA MINA DE
ORO Y PROPUESTA TÉCNICA DE REMEDIACIÓN**

ALFONSO ERNESTO BARÓN TORRES

**Trabajo de Grado presentado como requisito para optar al título de
Maestría en Química Ambiental**

Director:

DIONISIO LAVERDE CATAÑO

Ingeniero Metalúrgico

UNIVERSIDAD INDUSTRIAL DE SANTANDER

FACULTAD DE CIENCIAS

ESCUELA DE QUÍMICA

MAESTRÍA EN QUÍMICA AMBIENTAL

BUCARAMANGA

2013

DEDICATORIA

A Dios y a la Virgen, por darme las fuerzas espirituales necesarias para concluir este proyecto.

A mis padres porque siempre estuvieron conmigo en estos momentos (QED).

A mi esposa por su apoyo, acompañamiento, entendimiento y colaboración en el tiempo que duro la maestría.

A mis hijos por el tiempo que no les dedique, para compartir con ellos.

A la directora de la maestría Janeth Haidee Perea, por su acompañamiento y apoyo constante.

AGRADECIMIENTOS

El presente trabajo es un esfuerzo constante, durante dos años, en el cual se involucraron personas que me aportaron al proyecto directa o indirectamente, pero que con sus aportes me direccionaron el trabajo concluido.

A mi familia, y en especial a mi esposa, porque en ese tiempo fue la más sacrificada, ya que hubo momentos en que toda la crianza de mis hijos le correspondió asumirla.

A la Doctora Luz Yolanda Vargas Fiallo por su apoyo y colaboración constante en mi proyecto.

A mi director, el Ingeniero Dionisio Laverde por sus orientaciones y apoyo.

A la Doctora Ana Haidee Perea, por su acompañamiento y ánimo para que cada uno se esforzara al máximo, y pudiéramos concluir nuestro trabajo.

A mi amigo Freddy Blanco por su ayuda incondicional en el proyecto.

A Elizabeth Bravo por su apoyo constante e incondicional.

A mis compañeros, por su colaboración, orientación y apoyo en algún momento dado.

CONTENIDO

	Pág.
INTRODUCCIÓN	14
1. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA	16
2. OBJETIVOS	17
2.1 OBJETIVO GENERAL	17
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	17
3. MARCO TEÓRICO	18
3.1 DRENAJE ÁCIDO DE MINA	18
3.1.1 Características que presenta:	18
3.1.2 Reacciones en el proceso del DAM.	20
3.1.3 Caracterización de las aguas ácidas de mina.	24
3.1.4 Tratamientos de drenajes ácidos.	26
3.1.4.1 Tratamientos activos.	26
3.1.4.1.1. Funcionamiento de una planta de tratamiento de aguas acidas de mina.	26
3.1.4.2 Tratamientos pasivos.	27
3.1.4.2.1 Humedales aerobios.	28
3.1.4.2.1.1 Rendimiento del humedal Aerobio.	32
3.1.4.2.2 Humedales anaerobios y balsas orgánicas.	34
3.1.4.2.3 Drenaje anóxico calizo (ALD).	41
3.1.4.2.4 Sistema de producción sucesiva de alcalinidad (SAPS).	45
3.1.4.2.5 Barreras reactivas permeables (PRB).	47

3.1.5 Selección del tipo de tratamiento en función de las características del agua.	50
3.1.6 Selección de la vegetación.	52
3.1.7 Plantas acuáticas en el tratamiento de aguas residuales.	53
3.2 MARCO LEGAL COLOMBIANO.	56
3.2.1 Resolución 2115 de 2007.	56
3.2.2 Resolución 1618 de 2010.	56
3.2.3 Decreto 3930 de 2010.	56
3.3 EVALUACIÓN DE LAS ALTERNATIVAS UTILIZANDO MÉTODOS ACTIVOS.	57
3.4 EVALUACIÓN DE MÉTODOS PASIVOS	58
4. PARTE EXPERIMENTAL	60
4.1 CARACTERIZACIÓN DE LAS AGUAS PROCEDENTES DE LA MINA MASCOTA 2.	60
4.2 COMPARACIÓN DE LOS MÉTODOS ACTIVOS Y PASIVOS	66
5. ANÁLISIS DE RESULTADOS	71
CONCLUSIONES	75
RECOMENDACIONES.	77
REFERENCIAS.	78

LISTA DE FIGURAS

	Pág.
Figura 1. Diagrama esquemático del proceso de la planta de tratamiento de aguas acidas [5].	27
Figura 2. Disposición de las celdas en un humedal aerobio y circulación del agua en su interior (Brix, 1993 y USEPA 2000) [8].	30
Figura 3 Disposición de los substratos en un humedal anaerobio [18]	35
Figura 4. Humedal anaerobio de flujo horizontal (a) y vertical (b) (Brix, 1993 y USEPA, 2000)	39
Figura 5. Tratamiento combinado compuesto por sistema ALD y humedal (Brodie et al. 1993)	43
Figura 6. Esquema de la disposición de los substratos y dirección del flujo de agua en un SAPS (USEPA, 2000) [26]	47
Figura 7. Diagrama de flujo para seleccionar el sistema o la combinación de sistemas para el tratamiento pasivo de drenajes ácidos de mina.	51
Figura 8. Vistas generales de la construcción y operación de un SAPS y las principales reacciones que tienen lugar en sus capas. [4]	52

LISTA DE TABLAS

	Pág.
Tabla 1. Tipos de drenajes de mina (Skousen and Ziemkiewics, 1996)	19
Tabla 2. Clasificación de los drenajes de mina.	20
Tabla 3. Factores y dinámica del drenaje ácido.	22
Tabla 4. Funciones de las plantas en sistemas de tratamiento acuáticos.	54
Tabla 5. Plantas acuáticas emergentes utilizadas en tratamiento de aguas residuales. [11]	55
Tabla 6. Monitoreo de las estaciones después de aplicar método pasivo en una mina en Chile (fangos artificiales) [33]	55
Tabla 7. Características fisicoquímicas de la muestra de agua	61
Tabla 8. Límites Permitidos por la Norma Colombiana.	65
Tabla 9. Comparación de las dos metodologías.	66

GLOSARIO

DRENAJE ÁCIDO DE MINA: El flujo saliente de agua ácida de las minas metalíferas. Después de ser expuestas al aire y al agua, la oxidación de los metales sulfurosos (usualmente pirita, que es un sulfuro de hierro) dentro de las rocas que lo rodean y el desmonte, generan acidez.

TRATAMIENTO PASIVO: Son los procesos físicos, químicos y biológicos que tienen lugar en los humedales naturales, en donde se modifican las condiciones de Eh y pH de los drenajes de mina, de forma que se favorezca la formación de especies insolubles y la retención de cationes metálicos.

TRATAMIENTOS ACTIVOS: Son diversos métodos aplicados para neutralizar el pH del agua y la eliminación de metales pesados.

DISEÑO DE HUMEDALES: Son canales en donde se pretende reproducir los fenómenos y procesos de los humedales naturales, creando un ambiente propicio para el desarrollo de ciertas plantas, comunidades de organismos y musgos, los cuales participan en la depuración del agua.

ACIDEZ: La capacidad cuantitativa del agua de neutralizar una base, expresada en equivalente de carbonato de calcio en PPM o del mg.

NEUTRALIZACION: La adición de sustancias para neutralizar el agua, tal que no sea ácida ni tampoco básica. Neutralización no significa especialmente pH de 7.0, solamente significa el punto de equivalencia de una reacción ácido-base.

RESUMEN

TITULO: CARACTERIZACIÓN DEL DRENAJE ACIDO GENERADO EN UNA MINA DE ORO Y PROPUESTA TÉCNICA DE REMEDIACIÓN*

AUTOR: ALFONSO ERNESTO BARÓN TORRES**

PALABRAS CLAVES: Caracterización, drenaje acido, remediación. Mina de oro

Culminado este estudio, se pudo comprobar que la mina Mascota 2 del Municipio de California, produce unas aguas que están contaminadas, llaqué son ácidas y además, presentan metales pesados como Hierro, Cobre, Zinc, Plomo, Manganeso, Níquel, Aluminio y Arsénico. Por lo tanto no cumplían con los parámetros físico – químicos y microbiológicos establecidos por la Resolución 2115 de 2007, la Resolución 1618 de 2010 y el Decreto 3930 de 2010. Para esta caracterización se tomaron muestras puntuales en dos puntos, en los meses de Abril y Julio, y en cuatro puntos en el mes de agosto. En el laboratorio, a estas muestras se le realizaron filtraciones y se utilizaron colorímetros; para ello se elaboraron curvas de calibración preparando soluciones patrones de nitratos, nitritos, sulfato y hierro. Con este método se pudo identificar y cuantificar las concentraciones en las muestras de aguas, leyendo los valores de absorbancia y hallando las concentraciones en las curvas de calibración que ya habían sido preparadas. También se realizó por la técnica de espectrometría atómica, la determinación de metales pesados, de los cuales algunos no fueron detectados por encima del límite de detección. Conocida la caracterización de estas aguas, también, se pudo escoger la tecnología más adecuada, utilizando para ello el pH como parámetro principal y las concentraciones de hierro y aluminio.

Una de las tecnologías más adecuadas para mitigar la contaminación por drenaje acido de mina son los tratamiento pasivos, y estos se basan en los procesos físicos, químicos y biológicos que tienen lugar en los humedales naturales, en donde se modifican favorablemente ciertas características de las aguas contaminadas, consiguiendo la eliminación de metales y la neutralización del pH.

* Proyecto de grado

** Facultad de Ciencias, Escuela de Química, Maestría en Química Ambiental Director Dionisio Laverde Cataño

ABSTRACT

TITLE: CHARACTERIZATION OF DRAINAGE ACID GENERATED IN A GOLD MINE AND PROPOSED REMEDIATION TECHNIQUE *

AUTHOR: ALFONSO ERNESTO BARÓN TORRES**

KEYWORDS: Characterization, acid drainage, remediation. Gold mine

This study culminated, failed to verify that California municipality of 2 pet mine, produces some waters that are contaminated, llaque are acidic and besides, heavy metals such as iron, copper, Zinc, lead, manganese, nickel, aluminium and arsenic. Therefore did not meet the parameters of physical - chemical and microbiological established by resolution 2115 2007, resolution 1618 2010 and Decree 3930 of 2010. For this characterization point at two points, in the months of April and July, and at four points were sampled in August. These samples on in the laboratory, conducted leak and colorimeters; used for this calibration curves preparing solutions patterns of nitrate, nitrite, sulphate and iron were developed. With this method you could identify and quantify concentrations in water samples, read the absorbance values and finding the concentration of the calibration curves that had already been prepared. It was also performed by the technique of Atomic Spectrometry, determination of heavy metals, of which some were not detected above the detection limit. Characterization of these waters, also known, you could choose the most suitable technology, using as a main parameter pH and the concentrations of iron and aluminium.

One of the most appropriate technologies to mitigate pollution by drainage acid mine treatment are passive, and these are based on the physical, chemical, and biological processes that take place in natural wetlands, where favorably modify certain characteristics of polluted waters, achieving the Elimination of metals and neutralization of pH.

* Project of grade

** Faculty of Sciences, school of chemistry, master's degree in environmental chemistry Director Dionisio Laverde Cataño

INTRODUCCIÓN

La extracción minera y sus procesos es una de las actividades que más contaminación generan al medio ambiente, tanto en el agua, como en el aire y en el suelo. Es por eso que el drenaje ácido de mina (DAM o DAR) causa grandes problemas ambientales debido a su alto potencial de contaminación sobre los recursos hídricos superficiales o subterráneos.

La exposición de los minerales sulfurosos al aire, agua, procesos microbianos y oxidación produce drenaje ácido de mina, y estos se caracterizan por su alta acidez y alta cantidad de metales pesados disueltos. Cuando estos drenajes alcanzan los cuerpos de agua, la flora y la fauna pueden ser afectadas y los recursos hídricos pueden tornarse dañinos para el consumo humano o para los propósitos agrícolas e industriales.

Entre las principales características del DAM están: bajos valores de pH, elevadas concentraciones de iones sulfato e iones metálicos como Fe, Al, Zn y Mn, principalmente.

Entre las medidas de recuperación se encuentran procesos activos y procesos pasivos. Los procesos activos utilizan depuradores convencionales que tienen un elevado costo y ello consiste en primera instancia en la eliminación de iones metálicos y sulfato vía neutralización, precipitación y separación sólido – líquido. Los sólidos generados son removidos usando flotación por aire disuelto (FAD); este tratamiento o técnica presenta un gran potencial en el tratamiento del DAM con re-uso de las aguas.

En cuanto a los procesos pasivos, estos utilizan una tecnología que permite optimizar los mismos procesos de los humedales naturales: filtración, sedimentación, inmovilización física y química, y descomposición química y biológica. Además los humedales construidos proporcionan un medio efectivo y de bajo costo para remover el DAM.

El objetivo inicialmente de este trabajo es caracterizar los drenajes ácidos de una mina y buscar las posibles propuestas técnicas de remediación, para escoger la mejor alternativa para ello.

1. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

Una mina de oro localizada en el municipio de California (Santander) produce efluentes acuosos naturales. Estos efluentes cuando no han sido tratados son conocidos como drenajes ácidos de minas (DAM o DAR), y representa el principal problema de contaminación, ya que:

- Pueden alterar la biota acuática.
- Contaminar el agua superficial que puede ser utilizada por los moradores de la región para regar sus cultivos, para dar a sus animales o para consumo humano.

2. OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GENERAL

Caracterizar un drenaje ácido de la mina de oro “Mascota 2” ubicada en el municipio de California (Santander) y proponer una técnica de remediación.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Realizar la caracterización físico - química del drenaje ácido de la mina de oro.
- Evaluar las alternativas de tratamiento utilizando métodos activos que incluyan el uso de compuestos químicos.
- Evaluar las alternativas de tratamiento utilizando métodos pasivos.
- Comparar las dos metodologías y proponer un proceso de remediación.

3. MARCO TEÓRICO

3.1 DRENAJE ÁCIDO DE MINA

El drenaje ácido de minas (carbón u oro) (DAM) es un lixiviado que resulta de la oxidación de sulfuros expuestos al agua, al aire, actividad bacteriana y compuestos de metales pesados.

3.1.1 Características que presenta: Las características principales de los DAM son:

- a) Valores bajos de pH (entre 2 y 5).
- b) Altos contenidos de sulfatos (varios miles de mg/L), hierro (entre 50 y 1000 mg/L), zinc (hasta 200 mg/L), manganeso (entre 1 y 100 mg/L), aluminio, plomo, cobre níquel, mercurio, cadmio, cromo y otros elementos tóxicos como el arsénico.
- c) Concentraciones elevadas de calcio y magnesio [1].

Independientemente de la fuente que da origen a los drenajes de mina, éstos se pueden subdividir en dos grandes grupos: drenajes que suelen tener un bajo potencial de solubilización (alcalinos) y drenajes con alto potencial de solubilización (ácidos). Existen varias propuestas de clasificación de las aguas ácidas, la mayoría en función al pH como parámetro principal, en los últimos años se han incorporado al pH las concentraciones, el contenido de oxígeno, el potencial redox, la acidez metálica, la conductividad y otros. Así, en 1968 White hace una clasificación de las aguas residuales de mina en función al pH y los agrupa en 6 categorías, en 1996 Skousen y Ziemkiewics a partir del pH y el contenido de carga metálica agrupan los drenajes de mina en 5 tipos (Tabla 1).

Tabla 1. Tipos de drenajes de mina (Skousen and Ziemkiewics, 1996)

Tipo	pH	Descripción
I	< 4.5	Alta concentración de Fe, Al, Mn, Zn, Cu, Ni, Pb, y otros metales. Muy ácido (llamado Drenaje Acido de Mina o DAM)
II	< 6.0	Alta cantidad de sólidos disueltos. Alta concentración de ión ferroso (Fe^{2+}) y Mn. Por oxidación de sulfuros, el pH del agua baja drásticamente hasta convertirse en Tipo I.
III	> 6.0	Moderada a alta cantidad de sólidos disueltos. Bajo a moderado contenido de ion ferroso (Fe^{2+}) y Mn. Alta alcalinidad (llamado Drenaje Alcalino de Mina). La acidez generada por oxidación de metales es neutralizada por la alcalinidad presente en el agua.
IV	> 7.0	Alta cantidad de partículas disueltas. Drenaje neutralizado, pero todavía no se han fijado los hidróxidos presentes en el agua. A mayor tiempo de residencia mayor fijación de partículas y el agua puede llegar a ser similar al de Tipo V.
V	> 7.5	Agua del drenaje es neutralizado. Alta cantidad de sólidos disueltos. Gran cantidad de hidróxidos precipitados y fijados en el fondo. Cationes restantes son disueltos por Ca y Mn. Oxi-aniones solubles como bicarbonato y sulfato quedan en la solución.

En general, las aguas ácidas tienen pH entre 2 a 6, contienen cationes y aniones en disolución, predominando SO_4 , Fe, Mn, Al, Cu, Pb, Zn, además de Cd, Ca, Na, K, Mg y otros. Los DAM de tipo I pueden degradar hábitats acuáticos y cambiar

la calidad de las aguas debido a su toxicidad, corrosión y otros efectos producidos por la disolución de sus constituyentes.

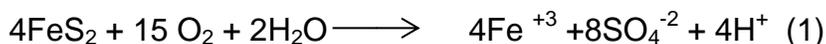
Desde el punto de vista de su tratamiento, es recomendable que el agua ácida de mina a tratar esté tipificada según el contenido de acidez, como la descrita en la Tabla 2 en donde se han agrupado en cinco subcategorías [2].

Tabla 2. Clasificación de los drenajes de mina.

Subcategorías	Descripción	Rango de acidez o alcalinidad
1	Muy ácido	Acidez neta > a 300 mg/L de CaCO ₃ equivalente
2	Moderadamente ácido	100 ≤ acidez neta ≤ 300 mg/L como CaCO ₃
3	Débilmente ácido	0 ≤ acidez neta ≤ 100 mg/L como CaCO ₃
4	Débilmente alcalino	Alcalinidad neta < 80 mg/L como CaCO ₃
5	Fuertemente alcalino	Alcalinidad neta ≥ 80 mg/L como CaCO ₃

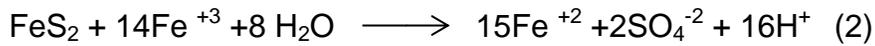
3.1.2 Reacciones en el proceso del DAM. La formación del DAM se inicia cuando los minerales sulfurados presentes en el carbón o en los desechos de las minas (como la pirita) son expuestos al aire y al agua en operaciones de minería.

La siguiente reacción ilustra el proceso de formación:



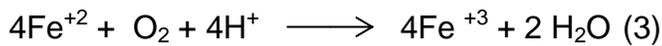
La pirita se oxida químicamente, creando un ambiente ligeramente ácido propicio para el crecimiento de la bacteria *Thiobacillus ferroxidans*. La oxidación

catalizada de la pirita por la acción de las bacterias, es la reacción más importante en la formación de los DAM:



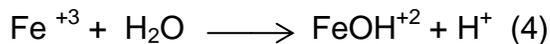
Th. F.

El hierro ferroso resultante es regenerado a férrico por la acción de ***Thiobacillus ferroxidans***:



Th. F.

El hierro férrico se hace de nuevo disponible para oxidar más pirita y el ciclo continua una vez iniciado. La solución acida cargada de hierro pasa de un ambiente rico en sulfuros al encuentro de rocas, suelos y agua de mayor pH (> de 2,5), de esta forma, el hierro férrico producido de acuerdo con la reacción (3) se hidroliza y genera mayor acidez (4):



Este ion férrico es el responsable de disolver muchos minerales de sulfuros de metales pesados como el plomo, cobre, zinc y cadmio.

De acuerdo con estas reacciones, existen varios factores que constantemente pueden cambiar la dinámica que ocurre en el drenaje ácido de mina (ver tabla 4).

Tabla 3. Factores y dinámica del drenaje ácido.

Factores	Hidrológicos	Geológicos	Mineros
<p>1.Primarios: Son aquellos factores que determinan la cantidad de ácido que se puede generar en un ambiente determinado</p>	<ul style="list-style-type: none"> - Disponibilidad de agua para la oxidación de minerales sulfurados. - pH natural del agua. - Equilibrio hierro férrico/ferroso - Actividad microbiológica de las aguas. 	<ul style="list-style-type: none"> - Tipo de yacimiento. - Marco litológico. - Cantidad y mineralogía de sulfuros. - Resistencia de los sulfuros a la meteorización. - Disponibilidad de oxígeno. 	<ul style="list-style-type: none"> - Ubicación del yacimiento: (Altura, temperatura ambiental, viento, presión atmosférica). - Actividad microbiológica en rios de biolixiviación. - Cantidad de sulfuros en los residuos mineros masivos.
<p>2.Secundarios: Son aquellos factores que determinan la cantidad de ácido que puede ser neutralizada naturalmente en un ambiente determinado.</p>	<ul style="list-style-type: none"> - Especiación y concentración de elementos disueltos en el agua de drenaje. 	<ul style="list-style-type: none"> - Disponibilidad, mineralogía y resistencia de las especies químicas neutralizantes: Minerales alcalinos (Carbonatos) y en menor grado Minerales silicatos y aluminosilicatos (Mica y minerales 	<ul style="list-style-type: none"> - Alcalinidad de los residuos mineros masivos.

Factores	Hidrológicos	Geológicos	Mineros
		de arcilla).	
<p>3.Terciarios: Son los factores que determinan la velocidad con la cual se pueden producir la generación y el transporte de las soluciones ácidas.</p>	<p>- Factores climáticos:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Precipitación (pluvial y nival) • Evaporación y sublimación • Fusión de hielo y nieve <p>- Potencial de transporte de contaminantes al ambiente receptor:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Caudal • Superficie de escurrimiento e infiltración resultante de la pluviosidad <p>- Química natural de los cuerpos de agua receptores:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Dureza • Alcalinidad • Contenido de 	<p>a. Tipo de alteración:</p> <ul style="list-style-type: none"> •Características físicas del material de roca: tamaño de la partícula, dureza del material, porosidad del lecho. <p>b.Mineralogía de los productos de alteración.</p> <p>c.Factores hidrogeológicos</p> <ul style="list-style-type: none"> •Permeabilidad •Transmisividad •Porosidad total <p>d.Comportamiento electroquímico de los sulfuros.</p>	<p>a. Características físicas del material de residuo minero:</p> <ul style="list-style-type: none"> •Tamaño de la partícula. •Dureza del material. <p>b. Factores hidrogeológicos del material de residuo:</p> <ul style="list-style-type: none"> •Permeabilidad •Porosidad total

Factores	Hidrológicos	Geológicos	Mineros
	materia orgánica		

3.1.3 Caracterización de las aguas ácidas de mina. La caracterización precisa del drenaje ácido es muy importante para efectuar la correcta selección y dimensionamiento de los dispositivos operacionales que configuran el conjunto del tratamiento pasivo.

Una adecuada caracterización debe incluir la medida precisa y representativa del caudal, y de al menos los parámetros químicos siguientes: pH in situ, pH en laboratorio, alcalinidad total, acidez o alcalinidad neta (expresadas todas como CaCO₃); además de contenidos de Fe²⁺, Fe total, Al, Mn, SO₄²⁻ y conductividad (Hyman y Watzlaf, 1995) [3]; también se debe analizar las concentraciones de Ca, Mg, Na, Cl, K, Br y Zn, lo que permite en la mayoría de los casos efectuar un correcto balance iónico. El conjunto de estas medidas se ha de registrar al menos durante un año hidrológico.

La “acidez” y la “alcalinidad” de un drenaje de mina son parámetros básicos en la selección del tipo de tratamiento pasivo; representan la capacidad de esas aguas para neutralizar una base o un ácido. Que una solución presente acidez o alcalinidad está en función de que predomine en ella su acidez total o su alcalinidad total, hablándose entonces con más precisión de soluciones con acidez o alcalinidad neta (Ver ecuación 5).

$$\text{Acidez/alcalinidad neta} = \text{acidez total} - \text{alcalinidad total} \quad (5)$$

La acidez total representa la concentración de iones hidrógeno libres (los que definen el pH), junto con los iones hidrógeno que se pueden generar por la

oxidación e hidrólisis de los metales que contiene la solución, tales como Fe, Al, Mn, Zn, etc., a través de la reacción (Ver ecuación 6)



La acidez total teórica puede ser calculada si se conoce el pH y la concentración de cada uno de los cationes que generan acidez. La acidez total sería la suma de la acidez atribuible a los iones H^+ y a el potencial de los cationes metálicos (Me^{n+}). El cálculo se hace mediante la fórmula siguiente considerando que la reacción transcurre equivalente a equivalente (Ver ecuación 7).

$$\text{Acidez total equivalente CaCO}_3 \text{ (mg/l)} = \text{Me}^{+n}(\text{mg/l}) \cdot (50,045 / \text{Pa}_{\text{Me}}) \cdot n$$

Donde Pa_{Me} es el peso atómico del metal y 50,045 es un factor de conversión resultado de dividir el $\text{Pm}_{\text{CaCO}_3}$ por su valencia.

En el caso del pH se tiene que la concentración de iones H^+ es igual a $10^{-\text{pH}}$. Hay que tener en cuenta que la acidez total así calculada no considera el efecto de los iones complejos, frecuentes a pH neutros, y que no producen acidez. Al estar contabilizados los cationes de estos complejos en un análisis químico convencional se puede presentar diferencias entre la acidez total teórica y la deducida usando la ecuación (5).

La alcalinidad total de una solución generalmente está representada por los iones hidróxido y bicarbonato, y se suele medir directamente en laboratorio.

3.1.4 Tratamientos de drenajes ácidos.

3.1.4.1 Tratamientos activos.

3.1.4.1.1. Funcionamiento de una planta de tratamiento de aguas acidas de mina. El agua que entra a esta planta proviene directamente del subsuelo, la cual se caracteriza por tener un pH ácido (entre 3.5 y 4.5), no cumpliendo con los estándares de descarga a ríos y quebradas.

El agua ácida en la planta es recepcionada por un tanque de tratamiento donde se le adiciona soda cáustica (NaOH) y/o lechada de cal (CaO) con una determinada dosificación la cual permite elevar el pH dentro del rango de 6.5 a 8.5, removiendo así los metales presentes, los cuales precipitan en forma de hidróxidos (Kemmer y McCallion 1997)[4].

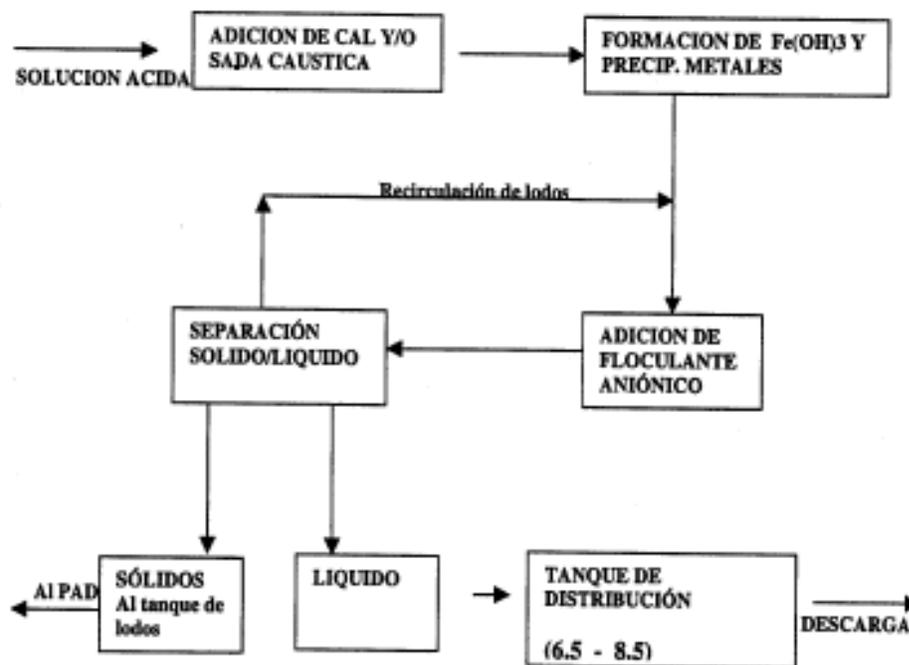
Si no se logra precipitar los elementos contaminantes hasta los límites permisibles, entonces se procede a utilizar un reactivo químico selectivo para la precipitación de metales pesados como el UNR-811 (Dietilditiocarbonato), el cual tiene la propiedad de precipitar metales pesados a un rango bajo de pH.

Si en estas condiciones se presentan problemas para precipitar elementos pesados metálicos bajo los límites permisibles, entonces se procede a aumentar el pH de la solución a un rango mayor (entre 10.5 a 11.0), el cual permite que precipite principalmente el Fe, ya que con pH básico se forma Hidróxido férrico. Posteriormente, pasa a un segundo tanque, donde se logra la separación sólido-líquido, con la ayuda de un floculante aniónico A-110.

Posteriormente, pasa a un segundo tanque, donde se logra la separación sólido líquido, con la ayuda de un floculante aniónico A – 110.

El agua ya clarificada es enviada a un tanque de distribución donde se procede a regular el pH de la solución con ácido sulfúrico de baja concentración de tal manera, que al final del proceso se obtienen aguas clarificadas, exentas de metales pesados y con un pH dentro del rango permisible de descarga (ver Fig. 1).

Figura 1. Diagrama esquemático del proceso de la planta de tratamiento de aguas acidas [5].



3.1.4.2 Tratamientos pasivos. Los métodos de tratamiento pasivo se basan en los mismos procesos físicos, químicos y biológicos que tienen lugar en los humedales naturales (wetlands), en donde se modifican favorablemente ciertas características de las aguas contaminadas, consiguiendo la eliminación de metales y la neutralización del pH.

Entre los métodos pasivos que más se han utilizado destacan los humedales aerobios, los humedales anaerobios o balsas orgánicas, los drenajes anóxicos

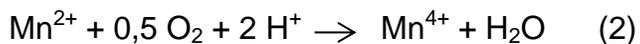
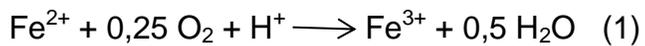
calizos (ALD, Anoxic Limestone Drains), los sistemas sucesivos de producción de alcalinidad (SAPS, Successive Alkalinity Producing Systems) y las barreras reactivas permeables cuando son aguas subterráneas (PRB, Permeable Reactive Barriers). En la práctica estos métodos se emplean solos o combinados, dependiendo del tipo de drenaje ácido y de los requerimientos de tratamiento.

3.1.4.2.1 Humedales aerobios. Estos dispositivos ocupan superficies significativas de terreno y tienen una somera lámina de agua, para favorecer el contacto con la atmósfera, además emplean plantas acuáticas (*Tipha*, *Equisetum*, carrizo, juncos, etc.), que liberan oxígeno por sus raíces y rizomas. Para que la vegetación emergente actúe, el espesor de la lámina de agua no debe superar los 30 cm.

Un sistema aerobio consiste en una o varias celdas conectadas, por donde se deja circular agua lentamente por gravedad, estableciéndose un flujo horizontal superficial. Para favorecer la oxigenación del agua y así mejorar la eficiencia del tratamiento se diseñan sistemas que incluyan cascadas, lechos serpenteantes y balsas de grandes superficies con poca profundidad que albergan plantas hidrófitas que cubren entre el 40 a 60 % de la superficie del humedal (Ver figura 3).

Entre los diversos procesos que se dan en un humedal aerobio, se tiene: la oxidación de metales, la precipitación y la co-precipitación, además de la filtración de la materia en suspensión, la adsorción de metales e intercambio iónico en los materiales del substrato, la bioacumulación de metales en las raíces y partes emergentes de las plantas.

Las bacterias presentes en la columna de agua, substrato y rizosfera (zona de raíces) pueden catalizar la oxidación de metales, particularmente la oxidación de Fe^{2+} a Fe^{3+} y en menor medida el Mn, según las siguientes reacciones 1 y 2

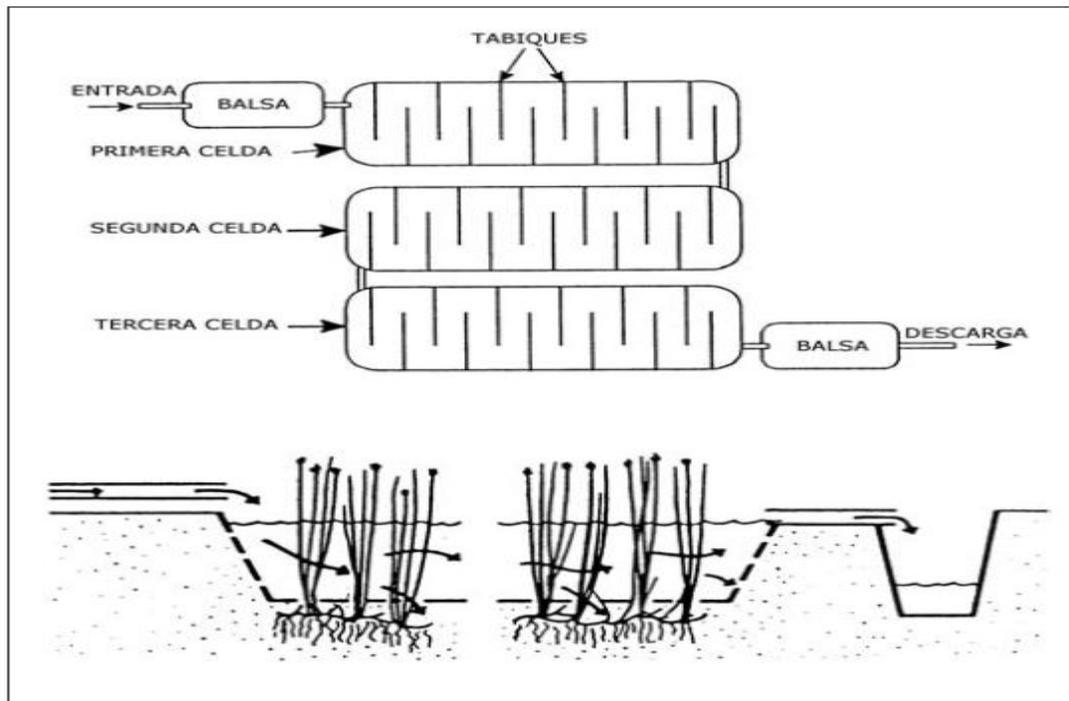


En los humedales aerobios artificiales se pretende reproducir los fenómenos y procesos de los humedales naturales (pantanos, marismas, turberas, etc.), creando un ambiente propicio para el desarrollo de ciertas plantas (Típha, quisetum, carrizo, juncos, etc.), comunidades de organismos (algas, protozoos y bacterias) y musgos (Sphagnum), los cuales participan en la depuración del agua (Kadlec y Knight, 1996) [6]. Estos humedales ocupan una gran superficie y tienen una somera lámina de agua que inunda el substrato sobre el que se desarrolla la vegetación. El lento fluir del agua en el humedal permite alcanzar el tiempo de retención necesario para que tengan lugar los lentos procesos depuradores del agua.

Los sistemas aeróbicos favorecen el contacto entre el agua contaminada y el aire atmosférico mediante el empleo de plantas acuáticas, al liberar éstas oxígeno por sus raíces y rizomas; para que la vegetación emergente actúe de este modo el espesor de la lámina de agua no debe superar los 30 cm (Skousen et al., 1998) [7]. El substrato oxigenado del humedal propicia la formación de un hábitat para que se desarrollen ciertas colonias de bacterias que actúan como catalizadoras en la reacción de oxidación de los contaminantes presentes en el humedal, transformando en el caso del hierro el Fe^{2+} a Fe^{3+} , el cual finalmente precipita en forma de hidróxido.

Un sistema aerobio suele consistir en una o varias celdas conectadas por las que circula el agua lentamente por gravedad, estableciéndose un flujo horizontal superficial (Fig. 3). Para favorecer la oxigenación del agua y mejorar la eficiencia en el tratamiento se diseñan sistemas que incluyan cascadas, lechos serpenteantes y balsas de grandes superficies con poca profundidad.

Figura 2. Disposición de las celdas en un humedal aerobio y circulación del agua en su interior (Brix, 1993 y USEPA 2000) [8].



El pH y la alcalinidad neta del agua son muy importantes debido a que ambos influyen en la solubilidad de los hidróxidos y en la cinética de las reacciones de oxidación e hidrólisis de los metales.

La eficacia de la oxidación inorgánica decrece unas cien veces al disminuir el pH en una unidad; sin embargo, la oxidación microbiana contrarresta esta tendencia. A $\text{pH} > 6$ la oxidación abiótica del Fe predomina sobre la oxidación bacteriana, invirtiéndose la relación a un $\text{pH} < 5$. La actividad catalizadora de la bacteria *Thiobacillus ferrooxidans* depende del pH siendo máxima a un pH 2-3 (Kleinmann et al. 1981) [10]; a pH superior a 5 existen otras bacterias capaces de oxidar al Fe^{2+} . Para la oxidación abiótica del Mn se requiere un $\text{pH} > 8$ y si esta reacción es catalizada por microorganismos se puede efectuar hasta a un pH de 6 (Wildeman

et al. 1991) [11]. No obstante si el pH del efluente es inferior a 3, el humedal como sistema de tratamiento podría dejar de funcionar (USDI, 1990) [12].

En gran medida la eficacia para retener metales está relacionada con la facilidad con la que éstos se oxidan e hidrolizan; esto explica la mayor retención de Fe que de Mn en estos sistemas. La oxidación del Mn tiene lugar más lentamente que la del Fe y además es sensible a la presencia de Fe^{2+} , el cual puede impedir o invertir la oxidación del Mn. Es por ello que en estos sistemas el Fe y Mn precipitan secuencialmente, primero el Fe y luego el Mn, por lo que en la Práctica si llega a precipitar el Mn lo hace en la parte final del humedal, una vez que todo el Fe esté precipitado (Skousen et al., 1998) [13].

En estos humedales la capa inferior del substrato puede estar bajo condiciones anaerobias, especialmente si su contenido en materia orgánica es alto o si presenta un gran espesor. Sería en esta capa donde tiene lugar la reacción de reducción del sulfato interviniendo las bacterias sulforeductoras. Sin embargo, el acceso de los iones a esta zona se ve dificultado al efectuarse básicamente por difusión, al ser el flujo principal en este tipo de humedales horizontal y superficial. Esta reacción, como se verá más adelante, es la que se intenta potenciar en los humedales anaerobios o balsas orgánicas. La disminución del sulfato en este tipo de humedales puede estar relacionada por su coprecipitación con los oxihidróxidos de Fe, como ponen de manifiesto Hedin y Nairn (1993) [14], determinando una relación SO_4/Fe de 0,11 en los oxihidróxidos precipitados en humedales que tratan aguas de minas de carbón. A su vez esto concuerda con las observaciones efectuadas en drenajes ácidos de mina por Bigham et al. (1990) [15], detectando que lo que en la literatura técnica se viene considerando como “hidróxido amorfo de hierro” es un oxihidróxido rico en sulfato.

Los humedales aerobios se emplean para el tratamiento de aguas que presenten una alcalinidad neta que sea capaz de neutralizar la acidez generada en la hidrólisis de los metales.

En el diseño se tienen en cuenta el espesor de la lámina de agua, el tiempo de retención en el sistema, la composición del substrato y el área superficial o superficie de oxidación del humedal; también se consideran los aportes de agua al sistema (precipitaciones, escorrentías, etc.) y las descargas (infiltración, evapotranspiración, etc.). Además, el tipo de plantas se selecciona en función de las concentraciones y variedad de metales presentes en el influente. En algunos casos la mayor limitación de estos humedales es el requerimiento de grandes superficies de terreno, para lograr el mayor tiempo de retención del agua en el sistema y permitir la adsorción y el intercambio iónico, así como la oxidación y precipitación de los metales.

3.1.4.2.1.1 Rendimiento del humedal Aerobio. Actualmente se vienen empleado diferentes métodos para expresar el rendimiento de los humedales en la retención de contaminantes. Un análisis comparativo

de los métodos de estimación del rendimiento para tratar drenajes de minas de carbón lo efectúan Tarutis et al. (1999) [16]. Como se indica en este trabajo, tradicionalmente se ha venido utilizando la reducción porcentual de la concentración del contaminante a la salida del humedal en relación a su concentración en la entrada ($[(C_{in}-C_{out})/C_{in}] \times 100$). Esta medida que se ha denominado en los trabajos especializados “eficiencia del tratamiento” (treatment efficiency), tiene la desventaja de ser relativa, no tiene en cuenta el caudal y, por tanto, no establece la carga contaminante eliminada, con lo cual no puede ser utilizada de forma individual para dimensionar el humedal.

Para evitar esta limitación otros autores prefieren expresar el rendimiento del humedal como la cantidad de contaminante que se retiene por unidad de superficie en un tiempo dado (p. ej.: $\text{g/m}^2 \text{ día}$). Esta medida denominada “eliminación por área” (área ajuste dremoval) relaciona la concentración, caudal y superficie del humedal y tiene la ventaja de dar información directa para dimensionar el humedal.

Se han venido efectuando diversas modificaciones sobre esta medida por distintos autores. Así por ejemplo Hedin y Nairn (1993) [17] después de hacer el seguimiento durante un período de 10 años en 11 humedales aerobios que trataban drenajes ácidos de una mina de carbón, consideran que es necesario tener en cuenta posibles diluciones en el sistema. Establecen un factor de dilución (DF) como el cociente $M_{\text{g}_{\text{out}}}/M_{\text{g}_{\text{in}}}$; eligen este elemento al ser conservativo química y biológicamente en el sistema. La reducción de la concentración del Fe corregida por efectos de dilución vendría dada por la ecuación 7, y el rendimiento del humedal expresado como gramos de Fe retenidos por metro cuadrado y día por la ecuación 8.

$$D\text{Fe} = \text{Fe}_{\text{in}} - (\text{Fe}_{\text{out}} / \text{DF}) \quad (7)$$

$$\text{Fe}_{\text{rem}} = (D\text{Fe} \times Q_{\text{in}} \times 1,44) / A \quad (8)$$

Dónde:

Fe_{rem} = Rendimiento del humedal ($\text{g/m}^2 \text{ día}$)

A = Área del humedal (m^2)

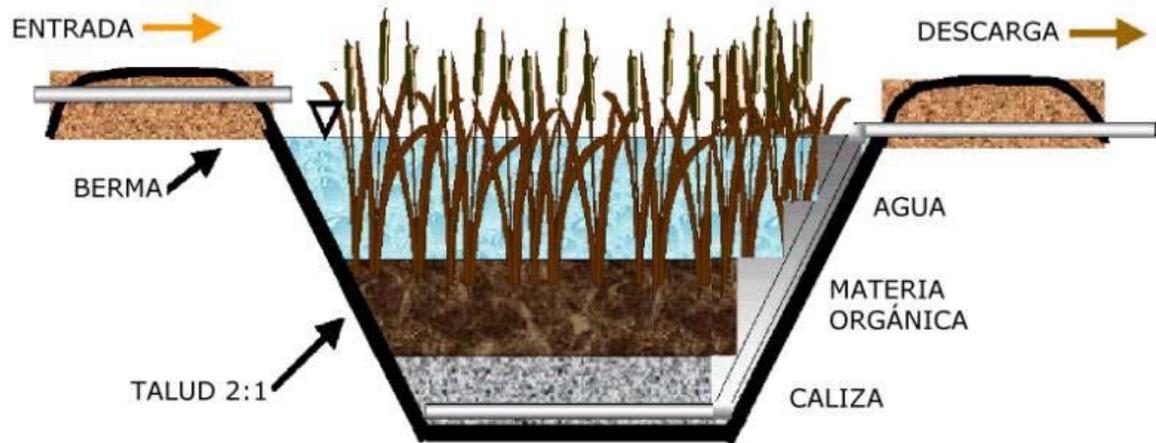
Q_{in} = Caudal en el influente (l/min)

1,44 = Factor de conversión de minutos a día y de Miligramos a gramos.

3.1.4.2.2 Humedales anaerobios y balsas orgánicas. Estos sistemas operan en permanente inundación, el agua fluye por gravedad a través de un sustrato orgánico y otro alcalino, incrementándose el pH hasta niveles cercanos al neutro debido a la alcalinidad de los bicarbonatos que se generan en el sistema a partir de la reducción anaerobia del sulfato y la disolución de la caliza (CaCO_3). Para favorecer las condiciones anóxicas que se requieren para su correcto funcionamiento, la altura de la lámina de agua debe superar los 30 cm, esta lámina cubre un sustrato permeable de 30-60 cm de espesor formado mayoritariamente por material orgánico (70-90% de estiércol, compost, turba, heno, aserrín, etc.), que está dispuesto sobre una capa de caliza cuya disolución aporta alcalinidad al agua.

Los humedales anaerobios al generar alcalinidad admiten drenajes de mina con un $\text{pH} < 4,5$ y el ambiente reductor que impera en el sustrato hace admisibles influentes con significativas concentraciones de Fe^{3+} y Al^{3+} y oxígeno disuelto (>5 mg/l). La finalidad del sustrato orgánico es eliminar el oxígeno disuelto en el agua, reducir el Fe^{3+} a Fe^{2+} , y generar alcalinidad mediante procesos químicos o con intervención de microorganismos sulfato-reductores. La materia orgánica es una importante fuente de energía para el metabolismo microbiano y el principal elemento en la reducción del sulfato. La tasa de consumo de materia orgánica se renueva con el aporte que genera la descomposición de las hojas secas y plantas muertas en el humedal (Fig. 4) [18].

Figura 3 Disposición de los sustratos en un humedal anaerobio [18]



Sobre el conjunto de este sustrato se desarrolla la vegetación emergente característica de los humedales, la cual ayuda a estabilizar el sustrato además de aportar materia orgánica adicional.

Estos sistemas operan en permanente inundación, fluyendo parte del agua horizontalmente a través del sustrato orgánico. En éste, se desarrollan bacterias anaerobias sulfo-reductoras (*Desulfovibrio* y *Desulfomaculum*) capaces de utilizar su reacción con la materia orgánica del sustrato (CH_2O) y el sulfato disuelto en el agua intersticial como fuente de energía para su metabolismo. Esta reducción bacteriana del sulfato genera ácido sulfhídrico, o azufre elemental, y alcalinidad mediante las siguientes reacciones (donde CH_2O es la representación genérica de la materia orgánica) (Skousen et al., 1998; Hedin, 1997; Walton-Day, 1999)



En el proceso de reducción bacteriana del sulfato en ambiente anóxico también se reduce la acidez mineral potencial debida al hierro y otros metales al precipitar como sulfuros



La cinética de la reducción del sulfato se ha comprobado que está fuertemente ligada a la temperatura, disminuyendo en los meses más fríos, lo que provoca un menor rendimiento del sistema en período invernal (Wieder, 1993; Gammons et al., 2000) [19].

La actividad de las bacterias sulfato-reductoras está en relación con el pH del medio, es máxima a pH entre 6 y 9, inhibiéndose a un pH inferior a 5, y pueden llegar a desaparecer si entra en el sistema un caudal muy ácido. No obstante se tiene constancia de su acción sulfo-reductora en ambientes más ácidos (Gyure et al., 1990; Fortin y Beveridge, 1997) [20], debido a su capacidad de controlar el microambiente que les rodea. Watzlaf (1997b)[21] en ensayos de laboratorio con columnas ha observado una disminución de la alcalinidad debida a la reducción del sulfato cuando el pH en el substrato orgánico es menor de 4, atribuyéndolo tanto a una menor actividad de las bacterias sulforeductoras como de las bacterias que degradan la materia orgánica, como paso previo del proceso.

Otra fuente de alcalinidad, también generada en el substrato, es la disolución de la caliza al reaccionar con la acidez del influente



En la parte más superficial de la lámina de agua el ambiente es oxidante siendo mayoritarias las formas oxidadas del Fe y Mn, facilitando su precipitación como hidróxidos mientras haya suficiente alcalinidad (OH⁻ disponible). Esta

disponibilidad de grupos hidróxilos, o lo que es lo mismo la necesidad de un pH lo suficientemente alto para la precipitación de éstos y otros hidróxidos metálicos, la proporcionan los procesos que tienen lugar en el substrato orgánico.

El ambiente reductor que impera en el substrato mantiene al hierro en su estado reducido (Fe^{2+}), impidiendo de este modo la formación de hidróxido férrico, muy insoluble al pH neutro alcanzado, evitando la pérdida del rendimiento de la caliza, como fuente generadora de alcalinidad, al no verse recubierta por este precipitado. El Fe^{2+} y otros cationes metálicos pueden ser inmovilizados como sulfuros en el ambiente reductor del substrato orgánico.

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+} (Hedin y Nairn, 1993; Skousen et al., 1994).

Dependiendo de la forma de circulación del agua en el humedal se clasifican como de flujo horizontal o superficial y de flujo vertical o subsuperficial. En estos últimos se asegura una mayor reactividad del influente con el substrato (Fig. 5).

Entre los principales parámetros a tener en cuenta en el diseño de un humedal anaerobio está la composición del substrato. 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 presenta un $\text{pH} < 3$ y contenidos de 119, 19, y 3.132 mg/l, de Fe, Mn y SO_4^{2-} respectivamente. El caudal medio tratado en los más de dos años de experimentación ha sido de unos 8.500 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: 80 y 78% de Fe, 7 y 20% de Mn, 54 y 53% de Al, 15 y 11% de SO_4^{2-} y 53 y 67% de acidez.

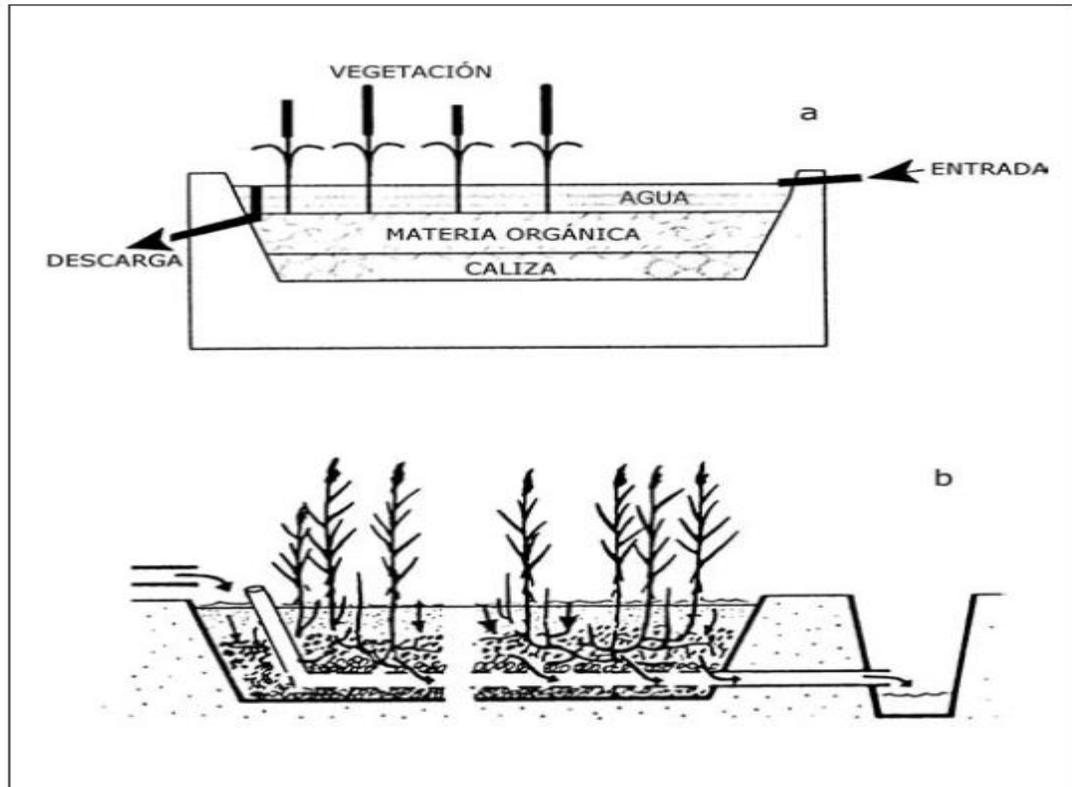
El rendimiento ha sido sensible a la temperatura, reduciéndose durante los meses más fríos. Al final del período ensayado ha disminuido la eficacia de los dos humedales, lo que parece estar relacionado con una disminución en su capacidad para contrarrestar la acidez entrante.

Hamilton et al. (1997) [22] dimensionaron una balsa orgánica basándose en un factor de carga volumétrica y en un factor de carga superficial. La carga volumétrica está en relación con los moles de sulfhídrico generado por m^3 de substrato (0,3 moles por m^3 según sus estimaciones). Este H_2S reaccionará con igual cantidad de moles de metales disueltos, si están en exceso, para inmovilizarlos como sulfuros. La carga superficial la definen como la superficie necesaria para tamponar a pH 6-8, rango óptimo para las bacterias, un determinado volumen de influente en un tiempo dado (estimado en su caso en $20 m^2 \text{ min/l}$).

En las balsas orgánicas el tiempo de retención ha de ser tal que permita la difusión de la alcalinidad generada en el substrato a la lámina de agua. En el diseño de este tipo de humedales el factor determinante es la carga de acidez que pueden neutralizar.

Empíricamente se ha determinado que son capaces de eliminar entre 3,5 y 7 g/m^2 día de acidez (Watzlaf e Hyman, 1995).

Figura 4. Humedal anaerobio de flujo horizontal (a) y vertical (b) (Brix, 1993 y USEPA, 2000)



El caudal efectivo que discurre a través del humedal será la diferencia de los aportes (caudal de entrada, precipitación, escorrentía, etc.) y las pérdidas (caudal de salida, evaporación, evapotranspiración, infiltración, etc.). El balance hídrico en el humedal vendría expresado entonces por la siguiente ecuación (Crites et al., 1997) [23]

$$dV/dt = (Q_i + P + E_s) - (Q_s + E + E_t + I_f) \quad (22)$$

Dónde:

V = Volumen de agua en el humedal

t = Tiempo de retención

Q_i = Caudal de entrada

P = Precipitación

E_s = Escorrentía

Q_s = Caudal de salida

E = Evaporación

E_t = Evapotranspiración

I_f = Infiltración.

Si el régimen de flujo en el humedal es plenamente subsuperficial, el caudal máximo que puede fluir por el seno del substrato poroso vendrá dado por la ley de Darcy. Considerando un flujo laminar y un comportamiento isótropo del substrato en relación al fluir del agua en su seno, el caudal viene dado por la siguiente expresión

$$Q = K_s \cdot (H/L) \cdot A \quad (23)$$

Dónde:

Q = Caudal de agua que pasa por el humedal ($m^3/día$)

K_s = Conductividad hidráulica

H/L = Gradiente hidráulico en el sistema (profundidad/longitud)

A = Área transversal del humedal (m^2).

En el diseño de un humedal, como medida de seguridad, el caudal máximo se calcula reduciendo a un tercio de su valor la conductividad hidráulica y considerando un gradiente hidráulico 10 veces menor.

Si la generación de aguas ácidas proviene de minería de interior se puede recurrir a un tratamiento con igual fundamento que las balsas orgánicas (la acción de las

bacterias sulfato reductoras) pero cuyo emplazamiento se efectúa en el interior de la mina a través de antiguos pozos de acceso o nuevos sondeos (Canty, 2000).

3.1.4.2.3 Drenaje anóxico calizo (ALD). Este sistema consiste en una zanja rellena con gravas de caliza u otro material calcáreo sellada a techo por una capa de tierra arcillosa y una geomembrana impermeable. La zanja se instala a cierta profundidad (1 ó 2 m) para mantener unas condiciones anóxicas.

El drenaje ácido de mina se hace circular por el interior de la zanja provocando la disolución de la caliza, lo que genera alcalinidad ($\text{HCO}_3^- + \text{OH}^-$) y eleva el pH del agua.

Los factores que afectan a la disolución de la caliza en un agua natural son el pH y la presión parcial de dióxido de carbono (pCO_2). Ambos están intercorrelacionados, el aumento de la pCO_2 provoca el descenso del pH. La disolución de la calcita es mayor a pH ácidos y a altas pCO_2 (Evangelou, 1998). Hedin y Watzlaf (1994b) determinaron mediante cálculo la existencia de altas presiones parciales de CO_2 en el interior de 21 dispositivos ALD, situándose entre 0,022 y 0,268 atmósferas, superior al valor medio de la pCO_2 en la atmósfera (0,0035 atm). El CO_2 proviene de la disolución de la caliza, y el incremento de la pCO_2 se debe al parcial encapsulamiento del sistema. El pH ácido que presenta el drenaje de mina junto a estas elevadas presiones parciales de CO_2 favorecen la disolución de la caliza, aportando una alcalinidad al sistema por encima de lo previsible si funcionara en condiciones totalmente abiertas.

Debido a las condiciones anóxicas del sistema se evita la precipitación de óxidos e hidróxidos.

La única finalidad de un ALD es convertir aguas con acidez neta en aguas con un exceso de alcalinidad. Por lo general el agua ácida tratada en un ALD pasa a

continuación a una balsa de precipitación u otro sistema aerobio (Fig.6), lo que favorece la oxidación, hidrólisis, y precipitación de los oxihidróxidos metálicos (Brodie et al., 1993 [24]; Watzlaf e Hyman, 1995; Fripp et al., 2000 [25]). La alcalinidad adquirida en el ALD debe ser suficiente para contrarrestar la acidificación asociada a la hidrólisis en esta etapa del tratamiento.

Los sistemas ALD son apropiados para tratar drenajes ácidos de mina con escaso oxígeno disuelto ($DO < 2 \text{ mg/l}$) y contenidos de Fe^{3+} y Al^{3+} inferiores a 1 mg/l (Hedin, 1997; Skousen et al., 1994). Esas concentraciones límites para el oxígeno y el Fe^{3+} sólo se encuentran en aguas provenientes de minería subterránea antes de que circulen por superficie. La existencia de Fe^{3+} y Al^{3+} por encima de estos límites puede inutilizar el sistema por el recubrimiento de la grava caliza y por la disminución de la porosidad del sistema, a causa de sus precipitados.

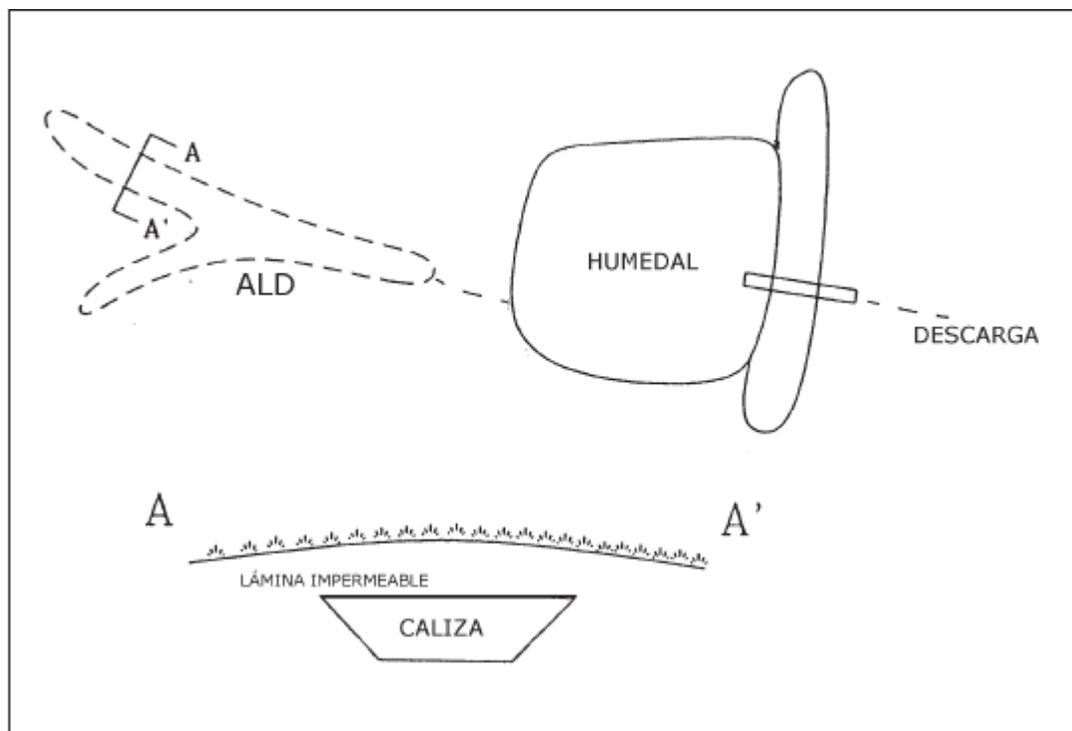
Un ALD correctamente diseñado y construido debería ser capaz de aportar un mínimo de 150 mg/l de alcalinidad, siendo frecuentes los aportes entre ese valor mínimo y los 350 mg/l . Este rendimiento se obtiene con tiempos de retención a partir de 10-15 horas (Watzlaf e Hyman, 1995).

La limitada solubilidad de la caliza condiciona el uso de este tipo de tratamientos a aguas con una acidez neta inferior a 350 mg/l .

Existen numerosas experiencias de campo sobre la aplicación de los sistemas ALD en el tratamiento de drenajes ácidos de mina. Brodie et al. (1993) [24] estudiaron varios casos de tratamiento con sistemas ALD como complemento de dispositivos de tratamiento mediante humedales. En Alabama (EEUU) instalaron un ALD como etapa previa a un sistema de tratamiento formado por 4 humedales sucesivos; en este sistema combinado (ALD-humedales) trataron un caudal de 130 l/min proveniente de una escombrera de carbón. Con la instalación del ALD consiguieron mejorar la calidad del efluente, incrementan el pH de 3,1 a 6,3, la

alcalinidad pasó de 0 a 100 mg/l, redujeron la acidez de 350 a 40 mg/l, y disminuyen los contenidos de Fe de 6 a 1 mg/l y los de Mn de 1,6 a 0,2 mg/l, poniendo de manifiesto que estos sistemas incrementan la alcalinidad de los drenajes ácidos y evitan que el pH disminuya en los humedales debido a la hidrólisis del Fe. En el segundo año observaron que las concentraciones de Fe y Mn a la salida del ALD disminuían drásticamente, comprobando mediante excavaciones in situ que este fenómeno se debe a la oxidación y precipitación de estos elementos dentro del lecho anóxico. Atribuyeron el fenómeno al hecho de haber trabajado el sistema en condiciones de no saturación de agua, como se puso de manifiesto por el incremento, de nuevo, de los valores de Fe y Mn a la salida del ALD cuando construyeron un dique en su salida para hacerlo trabajar en permanente inundación.

Figura 5. Tratamiento combinado compuesto por sistema ALD y humedal (Brodie et al. 1993)



Hedin et al. (1994a) estudiaron la eficacia de dos ALD en el tratamiento de efluentes de minería de carbón en los Apalaches (E de EEUU). Estas aguas presentaban un pH ligeramente ácido (4,6-5,6) con contenidos de Fe^{2+} (216-279 mg/l) y Mn (41-51 mg/l). En el ALD instalado en Howe Bridge, con un tiempo de tratamiento de 23 horas, se logró incrementar la alcalinidad en 128 mg/l en promedio (CaCO_3 equivalente), el Ca en 52 mg/l, y el pH en 1,2 unidades, mientras que los contenidos de Fe, K, Mg, Mn, Na y SO_4^{2-} , iones no involucrados en el proceso de la disolución de la calcita, se mantuvieron casi sin variaciones. En el ALD construido en Morrison, para un tiempo medio de retención de 51 horas, la alcalinidad se incrementó en 248 mg/l y el Ca en 111 mg/l. En este caso observaron disminuciones de K, Mg, y SO_4^{2-} , que atribuyeron a diluciones dentro del ALD con aguas no contaminadas, al ser estos elementos conservativos en el ambiente interno del ALD. Sin embargo la disminución del Fe alcanzó el 30%, superior al 17% que mostraron los otros iones, señalando que además de la dilución, el hierro está afectado por algún proceso de retención dentro del sistema. A pesar de la precipitación de algún mineral de Fe dentro del sistema, probablemente Siderita al ser muy bajo el oxígeno disuelto (<1mg/l) como para formar oxihidróxidos, no afectó al rendimiento del ALD.

En el diseño de un sistema ALD hay que considerar la cantidad de caliza a emplear en el lecho anóxico y el tiempo de retención del agua en el mismo.

Además se debe tener en cuenta la porosidad que resulta de trabajar con un tamaño recomendado de grava caliza de entre 4 y 10 cm. Watzlaf (1997a) y la USEPA (2000), en el diseño de un ALD, tuvieron en cuenta el tiempo de tratamiento necesario (estimado en base a experiencias en 15 h) y la cantidad de caliza requerida para el caudal a tratar.

Consideraron que por un lado es necesario tener en cuenta la cantidad de grava caliza con la que se obtiene un volumen efectivo suficiente (porosidad) para

alcanzar el tiempo de retención deseado ($t_r = V_{\text{efectivo}}/Q$), y que por otro lado se habrá de tener en cuenta la cantidad de grava caliza adicional que hay que aportar al irse consumiendo en el transcurso del tratamiento.

Así, parte de la grava caliza están dotando al ALD de las características hidráulicas necesarias (M_h), y la otra parte es el reactivo previsible que se consume durante los años de tratamiento (M_r). Con este planteamiento la cantidad de grava caliza necesaria en un ALD vendrá dada por la siguiente expresión.

$$M = M_h + M_r = (Q \times r \times t_r) / V_v + (Q \times C \times T) / z$$

Dónde:

Q = Caudal (l/hora)

r = Densidad grava caliza (kg/l)

t_r = Tiempo de retención (horas)

V_v = Porosidad (aproximadamente 0,4 a 0,5)

C = Alcalinidad esperada (kg/l)

T = Período de vida del ALD (horas)

z = Contenido de calcita en la caliza (en tanto por uno)

M = Cantidad de grava caliza (kg).

3.1.4.2.4 Sistema de producción sucesiva de alcalinidad (SAPS). Este sistema de tratamiento de aguas ácidas de mina fue desarrollado por Kepler y McCleary (1994) para solucionar el problema de la gran superficie que requieren los humedales anaerobios y la precipitación de los hidróxidos de Fe y Al en los sistemas ALD.

Un SAPS (o humedal anaerobio de flujo vertical) se puede considerar como un sistema de tratamiento en el que se integra una balsa orgánica y un ALD. En un

SAPS se buscan los objetivos de una balsa orgánica (reducción del sulfato y retención metálica) y un ALD (incrementar la alcalinidad).

Un SAPS consiste en un estanque en cuyo interior se depositan dos substratos, uno de material alcalino y otro de compuestos orgánicos, que están sumergidos en el influente a una profundidad entre 1 y 3 m, y que es drenado por la parte inferior mediante un conjunto de tubos (Ver fig. 7). El substrato inferior es de caliza (0,5 a 1 m de espesor) y sirve para neutralizar el pH del influente. La capa superior es de material orgánico (0,1 a 0,5 m de espesor) y en ella se elimina el oxígeno disuelto del agua, se reduce el sulfato y se transforma el Fe^{3+} en Fe^{2+} , evitándose la precipitación del hidróxido de Fe^{3+} sobre la capa de caliza (Skousen et al., 1998; USEPA, 2000).

Los SAPS se han diseñado para tratar aguas netamente ácidas con concentraciones de Fe^{3+} y Al superiores a 1 mg/l. Si el agua contiene mucho Al (algunas decenas de mg/l) el precipitado formado en la capa caliza o tuberías de drenaje puede alterar el rendimiento del sistema. Para optimizar la reducción del sulfato y el incremento del pH en el sistema, el agua que entra por la parte superior se embalsa para conseguir condiciones de anoxia en las capas inferiores, y se fuerza a un flujo vertical a través de las capas de materia orgánica y caliza, para finalmente drenarla desde la base y conducirla generalmente a una balsa de precipitados.

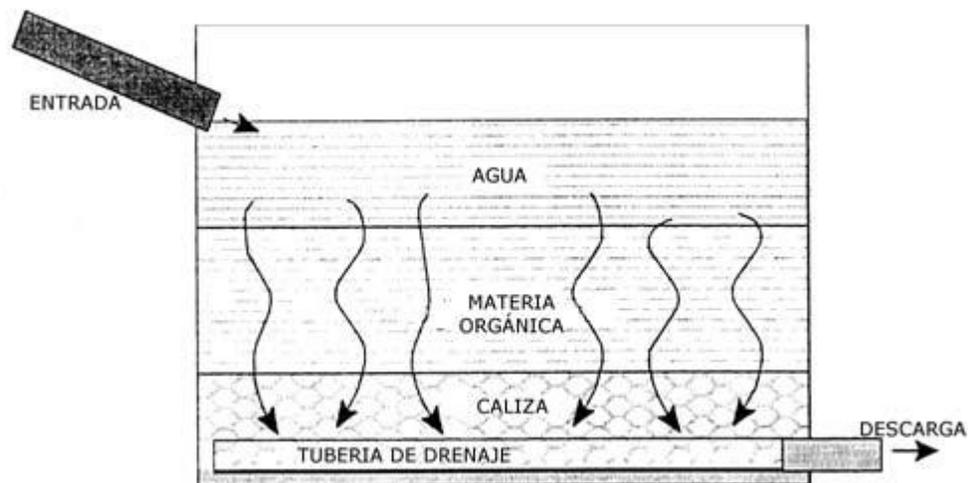
Para el dimensionamiento de un SAPS se han sugerido dos criterios diferentes: uno está basado en la acidez que es capaz de eliminar por metro cuadrado y día, como en los humedales anaerobios, y el otro está referido al tiempo mínimo de tratamiento o de retención en el sistema, como en los ALD.

En relación al primer criterio, en SAPS con seguimiento durante varios años por Watzlaf e Hyman (1995) se ha alcanzado una reducción de la acidez equivalente a 30-50 g de CaCO_3 por metro cuadrado y día.

Atendiendo al segundo criterio Kepler y McCleary (1994) señalan que el grosor de la capa de caliza estará en función del tiempo de retención necesario para alcanzar la máxima alcalinidad. Se recomiendan tiempos de retención para los SAPS similares a los de los sistemas ALD. El tiempo de permanencia debe ser como mínimo de unas 12 a 15 horas y el tamaño aproximado de los trozos de caliza de 6 a 15 cm (Watzlaf e Hyman, 1995; Skousen et al., 1998).

Por lo general, el tratamiento de aguas ácidas en un SAPS va combinado con una balsa de oxidación/decantación o un humedal aerobio (Watzlaf y Hyman, 1995).

Figura 6. Esquema de la disposición de los substratos y dirección del flujo de agua en un SAPS (USEPA, 2000) [26]



3.1.4.2.5 Barreras reactivas permeables (PRB). En el caso de que las aguas ácidas de mina afecten o se manifiesten como un flujo subterráneo, el dispositivo

de tratamiento pasivo se configura como una pantalla permeable y reactiva dispuesta perpendicularmente a la dirección del flujo.

Como cualquier otro tratamiento pasivo su objetivo es reducir la cantidad de sólidos disueltos (sulfatos y metales principalmente) e incrementar el pH. Su construcción consiste en hacer una zanja transversal al flujo, la cual se rellena con diversos tipos de materiales reactivos (caliza, materia orgánica, limaduras de Fe, etc.). Simplificando y buscando semejanzas se podría considerar que una barrera permeable reactiva (PRB, Permeable Reactive Barrier) es un SAPS en una disposición subterránea y vertical. Así, los procesos depuradores en el interior de la barrera son la reducción bacteriana de los sulfatos, la retención de los metales precipitando como sulfuros, y el incremento del pH principalmente por disolución de la caliza.

Este tipo de tratamiento pasivo de aguas ácidas de mina es sin duda el menos experimentado, no habiendo muchos casos desarrollados a escala de campo. Se exponen a continuación algunos ejemplos.

En 1997 se construyó en el puerto de Vancouver (Canadá) una barrera piloto (10 m longitud x 6,7 m de profundidad x 2,5 m grosor) para tratar los drenajes ácidos provenientes de las pilas de concentrados de minerales dispuestos para su embarque. Estos drenajes ácidos contienen cantidades elevadas de diversos metales (Cu, Cd, Ni, Pb y Zn) que dañan el ecosistema marino circundante. La barrera estaba constituida en un 80 % por grava para dotarla de una alta permeabilidad, un 15 % de compost y un 5 % de caliza. Con esta barrera se ha logrado subir la alcalinidad del agua desde 99 mg/l (como CaCO₃) hasta 344 mg/l y reducir las concentraciones de Cd de 23 mg/l a < 0,1mg/l, y el Pb de 4,4 mg/l a 3 mg/l. Sin embargo las concentraciones de Cu y Ni, si bien experimentan una disminución al salir de la barrera, se incrementan paulatinamente aguas abajo debido a infiltraciones y al reequilibrio que se produce entre los suelos

contaminados previamente a la construcción de la barrera y las aguas tratadas (McGregor et al., 1999; Ott, 2000).

En la mina abandonada de Nickel Rim en Ontario (Canadá) se ha instalado una barrera reactiva (15 m longitud x 3,6 m profundidad x 4 m grosor) constituida por una mezcla de materiales orgánicos (compost de residuos urbanos y hojas, y astillas de madera) y grava, para tratar los drenajes ácidos procedentes de una presa de residuos de 40 años de antigüedad que descargan en un lago cercano. Estos lixiviados contienen altas concentraciones de Ni (hasta 10 mg/l), Fe (740-1.000 mg/l) y sulfatos (2.400-3.800 mg/l). Al ser tratados en la barrera mejoran notablemente, reduciéndose las concentraciones de Ni por debajo de 0,1 mg/l, las de Fe son inferiores a 91 mg/l, y los sulfatos se mantienen entre 110 y 1.900 mg/l; además el pH se incrementa de 5,8 a 7 (USEPA, 1998 y 1999) [27].

Como caso de especial interés se tiene la barrera piloto construida en octubre de 2000 para tratar las aguas ácidas del acuífero aluvial del río Agrio, en las inmediaciones de la mina de Aznalcóllar (Sevilla). El agua a tratar puede definirse como sulfatada cálcica con un pH muy bajo (3,8-4,6) y altas concentraciones de Zn (15-65 mg/l). Después de un estudio hidrogeológico del medio y de diversos ensayos en laboratorio para elegir los materiales de relleno, se diseñó una barrera de 120 m de longitud y no más de 7 m de profundidad, que está compuesta por 3 módulos de 30 m de longitud por 1,4 m de ancho separados por tramos inertes de baja permeabilidad de 10 m. El relleno de cada módulo es el siguiente: módulo margen derecho (50% caliza y 50% compost vegetal), módulo central (46% caliza, 46% compost vegetal y lodos, 8% hierro) y, módulo margen izquierda (66% caliza, 34% compost vegetal y lodos) (Alcolea et al., 2001).

Los resultados preliminares fueron aceptables en los módulos central e izquierdo, ya que en los tres primeros meses aguas abajo de la barrera se obtuvieron valores de pH en torno a 6 y concentraciones de Zn inferiores a 5 mg/l, situación que

cambió con un período de intensas lluvias en invierno, reduciéndose el pH e incrementándose de nuevo el Zn. Se estima que la inundación provocó un intenso lavado de los suelos aún con restos de contaminación, y una modificación local en el sentido del flujo del acuífero, estando en la actualidad a la espera de su normalización. El módulo de la margen derecha no funcionó eficazmente quizá debido a su colmatación o la falta de precisión en el conocimiento del comportamiento del acuífero (Bolzicco, et al. 2001) (Ver fig., 9) [28].

3.1.5 Selección del tipo de tratamiento en función de las características del agua. A partir principalmente de las propuestas de Skousen et al. (1994 y 1998), Watzlaf e Hyman (1995) y Hedin (1997), se ha elaborado un diagrama de flujo (Fig. 8) que permite seleccionar el tipo y/o la secuencia de tratamientos pasivos más adecuados en función de las características químicas del drenaje de mina a tratar.

En la práctica existe cierto solapamiento de los rangos de aplicación de cada tratamiento pasivo y generalmente se requiere el empleo combinado de dos o más métodos para tratar un determinado tipo de aguas (Ver fig. 8).

En general los humedales aerobios pueden tratar aguas con alcalinidad neta, los drenajes anóxicos calizos tratan aguas con bajo contenido en Al, Fe^{3+} y oxígeno disuelto, y los humedales anaerobios (balsas orgánicas) y SAPS pueden tratar aguas con acidez neta y elevadas concentraciones de Al, Fe^{3+} y oxígeno disuelto.

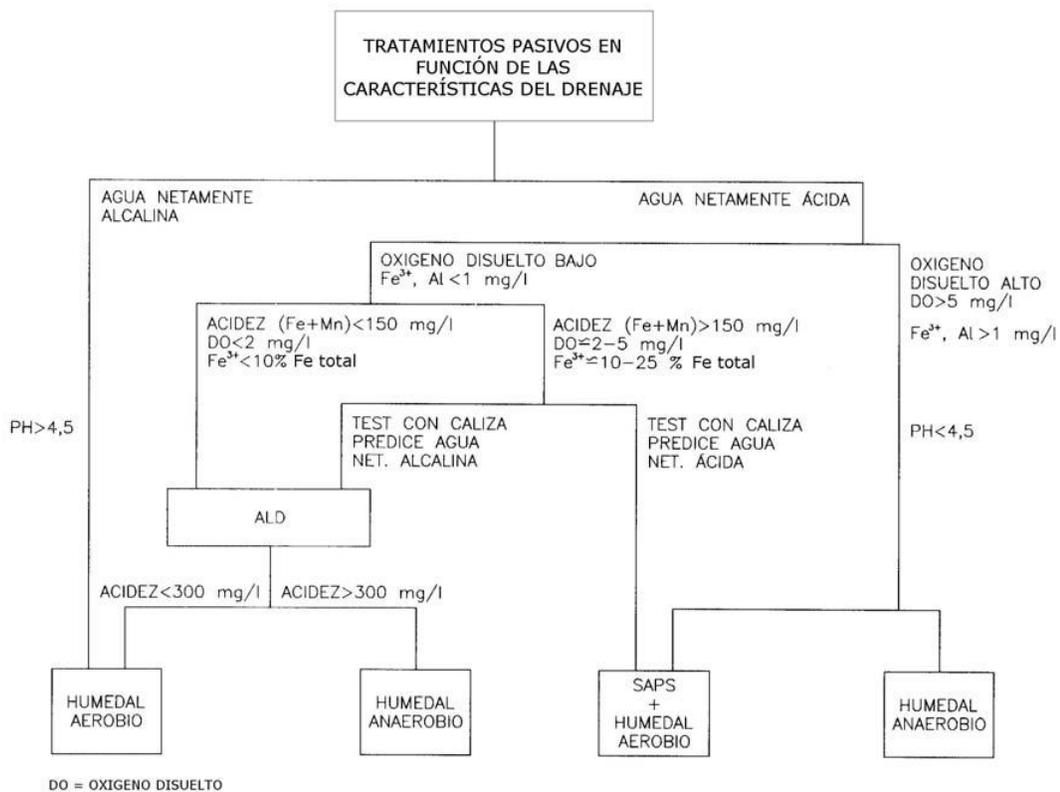
Los drenajes de mina tipificados como netamente alcalinos se tratan directamente en un humedal aerobio al no ser necesario incrementar su alcalinidad.

Las aguas netamente ácidas con oxígeno disuelto alto (>5 mg/l) y contenido en Fe^{3+} y Al superiores a 1 mg/l se tratan directamente en una balsa orgánica o en un SAPS seguido de un humedal aerobio.

Las aguas netamente ácidas con oxígeno disuelto por debajo de 2 mg/l, bajos contenidos de Fe^{3+} y Al (< 1 mg/l) y con cantidades de Fe^{3+} inferiores al 10% del hierro total, se tratan en primer lugar en un drenaje anóxico calizo (ALD), seguido a continuación, en función de su acidez, con un humedal aerobio si ésta es baja (<300 mg/l), o con una balsa orgánica si su acidez supera los 300 mg/l.

Cuando el contenido de oxígeno en el agua es bajo (2-5 mg/l), la concentración de Fe^{3+} es un 10-25% sobre el total, la acidez neta para Fe^{3+} y Mn es mayor a 150 mg/l, y un test con caliza predice agua netamente ácida el drenaje puede ser tratado con un SAPS y un humedal aerobio [29].

Figura 7. Diagrama de flujo para seleccionar el sistema o la combinación de sistemas para el tratamiento pasivo de drenajes ácidos de mina.



(Modificada de Skousen et al., 1994, 1998; Watzlaf e Hyman, 1995 y Hedin, 1997)

Figura 8. Vistas generales de la construcción y operación de un SAPS y las principales reacciones que tienen lugar en sus capas. [4]

Capa de agua

$$\text{Fe}^{2+} = \text{Fe}^{3+} + \text{e}^-$$

$$\text{Fe}^{2+} + 0.25\text{O}_2 + 2.5\text{H}_2\text{O} = \text{Fe}(\text{OH})_3 (\text{s}) + 2\text{H}^+$$

$$\text{Fe}^{2+} + 0.25\text{O}_2 + \text{H}^+ = \text{Fe}^{3+} + 0.5\text{H}_2\text{O}$$

$$\text{Fe}^{3+} + 3\text{H}_2\text{O} = \text{Fe}(\text{OH})_3 (\text{s}) + 3\text{H}^+$$

Capa de materia orgánica

$$2 \text{CH}_2\text{O} + \text{O}_2^- = \text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O}$$

$$\text{Fe}^{3+} + \text{e}^- = \text{Fe}^{2+}$$

$$2 \text{CH}_2\text{O} + \text{SO}_4^- + \text{H}_2\text{O} = \text{H}_2\text{S} + 2 \text{HCO}_3^-$$

$$2\text{CO}_2 + 2\text{H}_2\text{O} = 2\text{HCO}_3^- + 2\text{H}^+$$

$$2 \text{CH}_2\text{O} + \text{SO}_4^- + \text{Fe}^{2+} = \text{FeS} + 2\text{CO}_2 + 2\text{H}_2\text{O}$$

$$2 \text{CH}_2\text{O} + \text{SO}_4^- + 8\text{e}^- + 10\text{H}^+ = \text{H}_2\text{S} + 4\text{H}_2\text{O}$$

$$\text{Al}^{3+} + 3\text{H}_2\text{O} = \text{Al}(\text{OH})_3 + 3\text{H}^+$$

Capa de caliza

$$\text{CaCO}_3 + \text{H}^+ = \text{Ca}^{2+} + \text{HCO}_3^-$$

$$\text{Al}^{3+} + 3\text{H}_2\text{O} = \text{Al}(\text{OH})_3 + 3\text{H}^+$$

$$\text{Fe}^{3+} + 3\text{H}_2\text{O} = \text{Fe}(\text{OH})_3 (\text{s}) + 3\text{H}^+$$

$$\text{H}_2\text{CO}_3 + \text{CaCO}_3 = \text{Ca}^{2+} + \text{HCO}_3^- + \text{H}^+$$

$$\text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O} = \text{H}_2\text{CO}_3$$

$$\text{HCO}_3^- + \text{H}^+ = \text{H}_2\text{CO}_3$$



3.1.6 Selección de la vegetación. La vegetación desempeña un papel importante en el tratamiento de DAM, especialmente en el estímulo de procesos microbianos para el retiro del metal. La selección de plantas es una etapa importante para alcanzar un tratamiento acertado. Sin embargo, poco trabajo existe en la selección apropiada de las especies de planta para los humedales. Todo esto puede tener implicaciones importantes para el éxito a largo plazo de un proyecto. Puesto que el DAM es altamente ácido y contiene altas cantidades de metales, las plantas tienen que ser seleccionadas considerando su capacidad de resistir estas condiciones. Además, la selección de la vegetación se debe hacer basándose en el

conocimiento de las condiciones locales, y su capacidad de proporcionar las funciones requeridas.

Dos especies principales se utilizan en el tratamiento de DAM en humedales construidos: cattails (typha) y turba (Sphagnum) (Kadlec et al., 1996[30] Skousen et al., 1994; Witthar, 1993) [31]. Ambos son característicos de ser tolerantes al ácido y de prosperar bajo variedad de condiciones ambientales.

El typha es fácil de propagar, producir la biomasa suficiente, y puede crecer en aguas con concentraciones de hierro de hasta 100 mg/l. Existe en la mayoría de los sistemas de humedales subterráneos con densidades de la planta de 0,5 a 1,0 por pie cuadrado en la mayoría de los humedales (Witthar, 1993) [31]. Esta versatilidad y resistencia, junto con su capacidad de fijar el hierro y el manganeso por adsorción, le hacen una excelente opción vegetativa para remediar el drenaje de ácido de mina del humedal construido.

Los estudios con Sphagnum muestran influencia significativa en eliminación de los metales y el aumento del pH (Witthar, 1993). Sin embargo, el Sphagnum es difícil de establecer y mantener (Kadlec et al., 2000) y "es susceptible a la acumulación de hierro tóxico, y a cambios en acidez, carga de sedimentos, clima, química del agua, profundidad, y flujos " (Witthar, 1993).

Sin embargo, esto no imposibilita su consideración en la investigación de DAM. Descubrimientos posteriores y el desarrollo de técnicas podrían probar su eficacia en humedales construidos.

3.1.7 Plantas acuáticas en el tratamiento de aguas residuales. Los sistemas de plantas acuáticas están en los estanques poco profundos como plantas acuáticas flotantes o sumergidas. Los sistemas más completamente estudiados son aquellos que usan el jacinto de agua o lenteja de agua. Estos sistemas incluyen dos tipos

basado en tipos de plantas dominantes. El primer tipo usa plantas flotantes y se distingue por la habilidad de estas plantas para derivar el dióxido de carbono y las necesidades de oxígeno de la atmosfera directamente. El segundo tipo de sistema consiste en plantas sumergidas, se distingue por la habilidad de estas plantas para absorber oxígeno, dióxido de carbono, y minerales de la columna de agua. Las plantas sumergidas se inhiben fácilmente por la turbiedad alta en el agua porque sus partes fotosintéticas están debajo del agua [32], ver tablas 4 y 5.

Tabla 4. Funciones de las plantas en sistemas de tratamiento acuáticos.

Raíces y/o tallos en la columna de agua	1. Superficie sobre la cual la bacteria crece
	2. Medio de filtración y adsorción de sólidos.
Tallos y/o hojas sobre la superficie del agua	1. Atenúan la luz del sol y así previenen el crecimiento del alga
	2. Reducen los efectos del viento en el agua. Es decir, transferencia de gases entre la atmosfera y el agua
	3. Importante en la transferencia de gases para y desde las partes sumergidas de la planta

Tabla 5. Plantas acuáticas emergentes utilizadas en tratamiento de aguas residuales. [11]

Nombre común	Nombre científico	Distribución	Temperatura en °C		Máxima salinidad	Rangos de pH efectivo
			Deseable	Germinación de la semilla		
Totora	Typha spp.	En todo el mundo	10 - 30	12 - 24	30	4 - 10
Caña	Phragmites		12 - 23	10 - 30	45	2 - 8
Común	Communis		16 - 26		20	5 - 7,5
Junco	Juncus spp		18 - 27		20	4 - 9
Junco	Scirpus		14 - 32			5 - 7,5
Carrizo	Carex spp					

En la Tabla 6 se presenta el monitoreo de las estaciones después de aplicar fangos artificiales.

Tabla 6. Monitoreo de las estaciones después de aplicar método pasivo en una mina en Chile (fangos artificiales) [33]

Parámetro	Bocamina Santiago y Tudela	Salida de fango anaeróbico	NMPELMM*
pH	3,3	6,45	>5,5 - 10,5<
mV	196	39	
O, (mg/L)	4,7	2,6	
µs/cm	838	651	
Temp ⁰ C	9,9	9,5	
Q L/seg	1,3	0,17	
TSS (mg/L)	60,4	15,3	50,0
Cu (mg/L)	4,8	0,03	1,00
Fe (mg/L)	68,56	0,44	2,00

Parámetro	Bocamina Santiago y Tudela	Salida de fango anaeróbico	NMPELMM*
Pb (mg/L)	0,08	0,19	0,50
Zn (mg/L)	9,3	0,35	3,00
Al (mg/l)			
Cd			
SO4			
Mn			
Ni			

NMPELMM: Niveles Máximos Permisibles para efluentes líquidos Minero – Metalúrgicos: Cía. Minas Buenaventura S.A.

3.2 MARCO LEGAL COLOMBIANO.

3.2.1 Resolución 2115 de 2007. Por medio del cual se señalan las características, instrumentos básicos y frecuencias del sistema de control y vigilancia para la calidad del agua para consumo humano.

3.2.2 Resolución 1618 de 2010. La presente resolución tiene por objeto establecer las características físicas, químicas y microbiológicas con los valores aceptables que debe cumplir el agua contenida en estanques de piscinas y estructuras similares de recirculación, la frecuencia de control y la vigilancia de la calidad del agua que debe realizar el responsable y la autoridad sanitaria, así como el instrumento básico de la calidad de la misma.

3.2.3 Decreto 3930 de 2010. Por la cual se establecen los parámetros y los valores límites máximos permisibles en vertimientos puntuales a cuerpos de aguas superficiales y a sistemas de alcantarillado público, y se dictan otras disposiciones.

3.3 EVALUACIÓN DE LAS ALTERNATIVAS UTILIZANDO MÉTODOS ACTIVOS.

Los métodos de tratamiento de aguas ácidas mediante métodos activos, tienen un costo elevado, por lo que no pueden ser mantenidos por un periodo prolongado una vez finalizada la vida de la mina.

Los métodos activos, basados en la formación de Estringita, tales como, CaO-CaCO₃, SAVMIN, BaS y CESR. El primero solo puede reducir las concentraciones de sulfatos hasta 1,200 mgL⁻¹ y al ser barato se puede utilizar como un pretratamiento para otros procesos. El proceso SAVMIN puede reducir las concentraciones de sulfatos a niveles muy bajos pero es necesario contar con todo un gran complejo para su tratamiento, con la adición de reactivos adicionales y, además, tener una cantidad de sulfatos en la corriente de alimentación definida. Ambos procesos pueden remover parte de los metales presentes. El proceso BaS necesita de un tratamiento posterior para la recuperación de las sales de bario mediante una reducción térmica y el segundo produce una cantidad de lodos. Este tipo de tecnologías de tratamiento químico (CaO-CaCO₃, SAVMIN, BaS y CESR) producen una cantidad de lodos y ello implicaría el desarrollo de nuevas tecnologías para reducir o reutilizar dichos lodos. Aunque las tecnologías de co-precipitación de calcio-aluminio son capaces de reducir las concentraciones de sulfatos a 500 mg L⁻¹, producen mucha cantidad de lodos que la precipitación por hidróxidos. Implementar uno de estos sistemas requiere reducir la solubilidad del sulfato de calcio de 1,200 a 1,500 mg L⁻¹. Es necesario contar con un tratamiento terciario que involucraría tanques de mezclado, reactivos químicos, sedimentadores y manejo de sólidos. La cantidad de lodo formado en este tratamiento es el doble o triple comparado con el uso de la precipitación por sulfato de calcio y, por lo tanto, no es una tecnología atractiva para flujos de agua residual elevados.

De los tratamientos por membranas o intercambio iónico, los procesos GYP-CIX y SPARRO son los más indicados para el tratamiento de aguas residuales de mina. Sus ventajas son que producen aguas de alta calidad que puede ser reutilizada en el proceso o darles otra aplicación. Su desventaja es la producción de salmuera que requiere un costo de disposición adicional. Los costos de operación de estos procesos pueden reducirse si se utiliza un pretratamiento tal como el de precipitación química.

Los costos, tanto de capital como de operación de los diferentes tratamientos, son solo estimaciones pues dependen del diseño específico según la cantidad y calidad de agua a tratar (concentración de metales y sulfatos en solución), modo de operación del equipo, necesidad de tratamientos adicionales (como la regeneración de resinas, sales de bario, etc.), los precios del mercado, costo de disposición de residuos y los costos de la mano de obra [34].

3.4 EVALUACIÓN DE MÉTODOS PASIVOS

De los resultados que se han obtenido en las experiencias llevadas a cabo en diferentes latitudes, la comunidad científica en general reconoce que los sistemas pasivos son tecnologías limpias y eficaces en el control de la contaminación de efluentes líquidos procedentes de instalaciones mineras. Por su gran aplicabilidad en el tratamiento de aguas ácidas de minas de carbón y minería metálica, existe la necesidad de seguir investigando en la optimización de los procesos de funcionamiento de estos sistemas, con el fin de mejorar sus eficiencias operativas y definir las variables de diseño más críticas.

Entre los procesos que hay que optimizar está el caso de las barreras reactivas permeables para el tratamiento y la depuración de aguas subterráneas contaminadas por drenajes ácidos de mina, pues las experiencias efectuadas

hasta hoy son escasas. La profundización en el conocimiento del comportamiento de los diferentes materiales en la barrera, de los procesos geoquímicos que se producen en ella, la evolución en el tiempo de la eficiencia reactiva y de las características hidrodinámicas de las barreras constituidas por diferentes materiales, etc., son algunos de los temas que deben ser abordados para que estos sistemas se pongan a punto y sean ampliamente utilizados a la hora de resolver problemas de contaminación de aguas subterráneas por drenajes ácidos.

Se puede afirmar que los métodos de tratamiento pasivos han alcanzado buenos rendimientos en la neutralización de la acidez y en la eliminación de metales de los drenajes ácidos de minas. En minas activas son especialmente adecuados para el tratamiento de caudales no demasiados grandes, aunque en la explotación ya exista una planta convencional de tratamiento de aguas. Así, se pueden diseñar y construir sistemas pasivos en paralelo para el tratamiento de aguas de drenaje en zonas de escombreras, pilas, etc. Para los drenajes ácidos en zonas mineras abandonadas, los sistemas pasivos se revelan como los tratamientos ideales, por sus bajos costos de construcción, operación y mantenimiento, en comparación con los sistemas convencionales. Por ello, los sistemas pasivos se constituyen como tecnologías emergentes.

Teniendo en cuenta las grandes extensiones superficiales de terrenos mineros abandonados donde se desarrollaron en el pasado actividades extractivas de recursos mineros metálicos y de carbón, que presentan problemas de calidad de agua y suelos debido a la existencia de drenajes ácidos de minas, el futuro de los sistemas pasivos para el tratamiento de aguas ácidas se presenta prometedor. La necesidad de la puesta en práctica de actuaciones remediadoras por las empresas mineras para solventar estos problemas ambientales de primer orden abre la puerta para el desarrollo e implementación de sistemas pasivos.

4. PARTE EXPERIMENTAL

4.1 CARACTERIZACIÓN DE LAS AGUAS PROCEDENTES DE LA MINA MASCOTA 2.

Las muestras de agua fueron tomadas por personal técnico de la empresa AUX GOLD; se localiza en el municipio de California. Estas, fueron tomadas en dos puntos de la mina, en los meses de Abril, Julio y en 4 puntos en el mes de Agosto; comenzando en el punto, que se tomó como el de la entrada a la mina y el punto 4, el más profundo. Esto se hizo para verificar el comportamiento de las aguas que salían **de** la mina. Las muestras tomadas se hicieron de forma manual en puntos fijos; estas se recolectaron en recipientes de plástico opacos. Después, los técnicos se encargaban de preservarlas antes de transportarlas al laboratorio dependiendo del análisis a realizar. Las muestras fueron analizadas en el laboratorio de investigaciones del grupo GIMBA.

En el laboratorio estas muestras fueron inicialmente filtradas; posteriormente se debió elaborar curvas de calibración preparando soluciones patrones de nitratos, nitritos, sulfatos y hierro. Las muestras, después fueron llevadas al colorímetro. Este procedimiento sirvió para identificar y cuantificar las concentraciones en las muestras problemas de las aguas correspondientes a la Mina Mascota 2; leyendo los valores de absorbancia y hallando la concentración correspondiente en las curvas de calibración preparadas en la solución estándar primarios. Simultáneamente en el laboratorio se realizó la determinación de metales como Hierro, Aluminio, Cobre, Zinc, Plomo, Manganeso, Níquel, Aluminio, Arsénico y otros elementos los cuales no se detectaron concentraciones por encima del límite de detección como Cromo, Bario, Cadmio, Plata, Selenio, Mercurio por la técnica de espectrometría atómica.

Tabla 7. Características fisicoquímicas de la muestra de agua

RESULTADOS TÚNEL "MASCOTA 2"

Muestreo: 20 Abril 2012

Muestra/Parámetro	DBO [mgO ₂ /L]	DQO [mgO ₂ /L]	OD [mgO ₂ /L]	Acidez [mg CaCO ₃ /L]	pH	Sulfatos [mg SO ₄ ⁻² /L]	Cloruros [mgCl ⁻ /L]	Grasas [mgG/L]	Conductividad [mS/cm]
P1 T. Mascota 2	30	48	8.88	100	3.42	1709.2	194.97	2	2.17
P2 T. Mascota 2	-	-	7.17	105	3.29	2046.1	184.34	-	2.18
Muestra/Parámetro	Turbidez [NTU]	SS [mgS/L]	SD [mgS/L]	P. Redox [mV]	Color [UPC]	Nitratos [mgNO ₃ ⁻² /L]	Nitritos [mgNO ₂ ⁻² /L]	Dureza [mgCaCO ₃ /L]	Hierro +2 [mgFe ⁺² /L]
P1 T. Mascota 2	25.2	90	2194	610.9	40	<L.D	0.04	597.6	3.84
P2 T. Mascota 2	13.1	58	2140	598.7	20	-	0.10	599.2	2.44
Muestra/Parámetro	Hierro +3 [mgFe ⁺³ /L]								
P1 T. Mascota 2	160.81								
P2 T. Mascota 2	158.08								

Muestra/Parámetro	Hierro [mgFe/L]	Cobre [mgCu/L]	Zinc [mgZn/L]	Plomo [mgPb/L]	Cromo [mgCr/L]	Bario [mgCr/L]	Cadmio [mgCd/L]	Plata [mgCd/L]	Selenio [µgSe/L]
P1 T. Mascota 2	164.65	8.55	0.56	0.187	<L.D	0.26	<L.D	<L.D	<L.D
P2 T. Mascota 2	160.52	9.33	0.48	0.210	-	-	-	-	-
Muestra/Parámetro	Manganeso [mgMn/L]	Arsénico [µgAs/L]	Mercurio [µgHg/L]	Niquel [mgNi/L]					
P1 T. Mascota 2	6.93	0.51	<L.D	0.383					
P2 T. Mascota 2	5.33	-	-	0.248					

Muestreo: 5 Julio 2012

Muestra/Parámetro	DBO [mgO ₂ /L]	DQO [mgO ₂ /L]	OD [mgO ₂ /L]	Acidez [mg CaCO ₃ /L]	pH	Sulfatos [mg SO ₄ ⁻² /L]	Cloruros [mgCl/L]	Grasas [mgG/L]	Conductividad [mS/cm]
P1 T. Mascota 2	20	26	5.6	670	2.89	1885.4	368.68	7.7	1.79
P2 T. Mascota 2	-	-	4.90	700	2.93	1057.7	283.60	-	1.80
Muestra/Parámetro	Turbidez [NTU]	SS [mgS/L]	SD [mgS/L]	P. Redox [mV]	Color [UPC]	Nitratos [mgNO ₃ ⁻² /L]	Nitritos [mgNO ₂ ⁻² /L]	Dureza [mgCaCO ₃ /L]	Hierro +2 [mgFe ⁺² /L]
P1 T. Mascota 2	82.6	66	3760	714.8	20	<L.D	<L.D	610.5	2.29
P2 T. Mascota 2	37.0	38	1910	730.6	20	-	<L.D	695.4	1.98
Muestra/Parámetro	Hierro +3 [mgFe ⁺³ /L]								
P1 T. Mascota 2	192.11								
P2 T. Mascota 2	204.72								

Muestra/Parámetro	Hierro [mgFe/L]	Cobre [mgCu/L]	Zinc [mgZn/L]	Plomo [mgPb/L]	Cromo [mgCr/L]	Bario [mgCr/L]	Cadmio [mgCd/L]	Plata [mgCd/L]	Selenio [µgSe/L]
P1 T. Mascota 2	194.4	7.0	0.45	0.033	<L.D	0.30	<L.D	<L.D	<L.D
P2 T. Mascota 2	206.7	6.99	0.42	-	-	-	-	-	-
Muestra/Parámetro	Manganeso [mgMn/L]	Níquel [mgNi/L]	Aluminio [mgAl/L]	Arsénico [µgAs/L]	Mercurio [µgHg/L]				
P1 T. Mascota 2	8.82	0.213	44	0.50	<L.D				
P2 T. Mascota 2	9.46	0.220	-	-	-				

TUNEL MASCOTA 2. MES 28 AGOSTO

Muestra/Parámetro	DBO [mgO ₂ /L]	DQO [mgO ₂ /L]	OD [mgO ₂ /L]	Acidez [mg CaCO ₃ /L]	pH	Sulfatos [mg SO ₄ - 2/L]	Cloruros [mgCl-/L]	Grasas [mgG/L]	Conductividad [μS/cm]
P1	27	33.6	7.21	20	6.29	1262.9	233.97	54.66	607.2
P2	-	-	6.10	310	4.80	1018.0	2481.5	-	579.2
P3	-	-	4.28	20	6.38	966.14	375.77	-	558.2
P4	-	-	4.10	130	5.63	886.88	304.87	-	572.2

Muestra/Parámetro	TURBIDEZ [NTU]	SS [mgS/L]	SD [mgS/L]	P. Redox [mV]	Color [UPC]	Nitratos [mgNO ₃ - 2/L]	Nitritos [mgNO ₂ - 2/L] Nitritos	Dureza [mgCaCO ₃ /L]	Hierro +2 [mgFe+2/L]
P1	91.9	194	1668	174.4	>80	3.18	>LD	869.92	11.30
P2	15.4	14	1388	236.5	10	-	>LD	636.58	5.43
P3	709	68	1680	205.7	>80	-	>LD	996.56	11.30
P4	528	158	1414	204.5	>80	-	>LD	742.05	1.21

Muestra/Parámetro	Hierro +3 [mgFe+3/L]
P1	63.3
P2	109.82
P3	40.03
P4	194.15

Muestra/Parámetro	Hierro [mgFe/L]	Cobre [mgCu/L]	Zinc [mgZn/L]	Plomo [mgPb/L]	Cromo [mgCr/L]	Bario [mgBa/L]	Cadmio [mgCd/L]	Plata [mgAg/L]	Selenio [µgSe/L]		
P1	74.6	7.37	0.49	0.041	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD		
P2	115.25	9.18	0.039	-	-	-	-	-	-		
P3	51.33	7.6	0.20	-	-	-	-	-	-		
P4	195.36	38.94	0.070	-	-	-	-	-	-		

Muestra/Parámetro	Manganeso [mgMn/L]	Níquel [mgNi/L]	Aluminio [mgAl/L]	Arsénico [µgAs/L]	Mercurio [µgHg/L]
P1	6.63	0.10	4.93	1.2	<LD
P2	20.1	0.24	-	-	-
P3	7.18	0.05	-	-	-
P4	5.901	0.13	-	-	-

Tabla 8. Límites Permitidos por la Norma Colombiana.

Parámetro	Resolución 2115	Resolución 1618 de 2010	Decreto 3930 de 2010
DBO ₅	—	—	400 mg/L
DQO	—	—	200 mg /L
OD	—	—	5.0 mg/L (F y F)
Acidez	—	—	—
pH	6.5 – 9.0	7.0 – 8.0	6.0 – 8.5
Sulfato	250 mg/L	—	500 mg/L
Cloruros	250 mg/L	—	250 mg/L
Grasas	—	—	20,0 mg/L
Conductividad	1000 µs/cm	Hasta 2400 µs/cm	—
Turbidez	2 UNT	2 UNT	10 UJT
S.S.	—	—	200 mg/L
S.D.	—	—	2,0 mg/L
Potencial Redox	—	Mínimo 700 mV	—
Color	15 UPC	Aceptable no aceptable	20 unidades Pt – Co
Nitratos	10 mg/L	—	10.0 mg/L
Nitritos	0.1 mg/L	—	2.0 mg/L
Dureza	300 mg/L	400 mg/L	—
Hierro	0.3 mg/L	< 0.3 mg/L	3.0 mg/L U. A
Cobre	0.05 mg/L	< 1 mg/L	1.5 mg/L (0.2 mg/L U. A)
Zinc	3 mg/L	—	0.2 mg/L
Plomo	0.01 mg/L	—	0.05 mg/L
Cromo	—	—	0.5 mg/L

Parámetro	Resolución 2115	Resolución 1618 de 2010	Decreto 3930 de 2010
Bario	0.7 mg/L	—	2.0 mg/L
Cadmio	0.003 mg/L	—	0.04 mg/L
Plata	0.02 mg/L	< 0.1 mg/L	0.05 mg/L
Manganeso	0.1 mg/L	—	2,0 mg/L
Níquel	0.02 mg/L	—	0,02 mg/L
Aluminio	0.2 mg/L	< 0.2 mg/L	1.5 mg/L

4.2 COMPARACIÓN DE LOS MÉTODOS ACTIVOS Y PASIVOS

Después de realizada la evaluación de las dos metodologías, según el marco conceptual, se compara estas para analizar sus ventajas y desventajas.

Tabla 9. Comparación de las dos metodologías.

Métodos Activos		Métodos Pasivos	
Ventajas	Desventajas	Ventajas	Desventajas
	Requiere adición rutinaria de reactivo y mantenimiento regular	No requiere adición rutinaria de reactivos	
	Costo de capital alto(millones de dólares)	Costo de capital bajo medio	
	Costo operativo alto	Requieren poco mantenimiento y su bajo costo puede ser asumido durante largos períodos de tiempo (de 20 a 40	

Métodos Activos		Métodos Pasivos	
Ventajas	Desventajas	Ventajas	Desventajas
		años)	
Se aplica a cualquier carga de acidez y cualquier composición química del agua		Aplicable a bajas cargas de ácido (i.e., acidez total x caudal < 150 Kg CaCO ₃)	
Comúnmente aplicado a sitios operativos y no operativos		Aplicado a sitios que están y no están en operación, según su caudal	
Operación rápida			Operación lenta
	Producción de lodos, elevados	Producción de lodos, bajos	
Remoción de metales y recirculación de H ₂ S y CO ₂		Remoción de metales en altas proporciones	
	Requiere pretratamiento	No requiere pretratamiento	
La remoción de los metales alcalinos y metales pesados es rápida.	Requiere un control cuidadoso de los reactivos		La remoción de los metales es lenta
El rendimiento es bueno y constante		El rendimiento mejora al incrementarse el tiempo de retención y disminuye al descender la temperatura como reflejo de una menor actividad biológica (Sobolewski,	

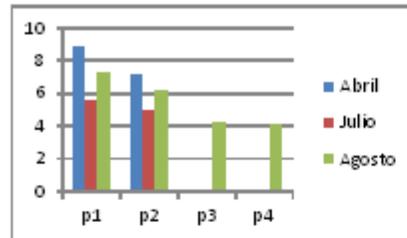
Métodos Activos		Métodos Pasivos	
Ventajas	Desventajas	Ventajas	Desventajas
		1996).	
El Tiempo del tratamiento es el normal que tenga la planta de tratamiento.			En el diseño y la configuración del tratamiento se debe asegurar una buena circulación y distribución del influente dentro del sistema, con el fin de maximizar el tiempo de contacto entre el flujo de agua contaminada con los elementos y materiales que componen cada dispositivo de tratamiento.
	Los costos de mantenimiento no pueden ser mantenidos por un período prolongado una vez finalizada la vida de la mina. Máxime teniendo en cuenta que el problema de las aguas ácidas pueden perdurar, según las estimaciones de Younger (1997), varios cientos de años.	Los costos de mantenimiento pueden ser mantenidos por un periodo largo una vez finalizada la vida de la mina.	

Métodos Activos		Métodos Pasivos	
Ventajas	Desventajas	Ventajas	Desventajas
Los métodos se basan en reacciones químicas que se llevan a cabo en reactores		Los métodos de tratamiento se basan en los mismos procesos físicos, químicos y biológicos que tienen lugar en los humedales naturales (wetlands), en donde se modifican favorablemente ciertas características de las aguas contaminadas, consiguiendo la eliminación de metales y la neutralización del pH.	
Requiere menos superficie de terreno para realizar el tratamiento			En algunos casos la mayor limitación de estos humedales es el requerimiento de grandes superficies de terreno, para lograr el mayor tiempo de retención del agua en el sistema y permitir la adsorción y el intercambio iónico,

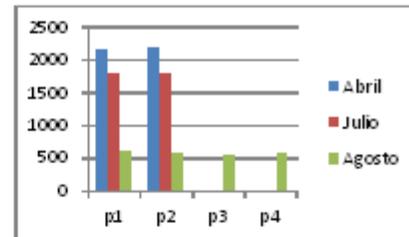
Métodos Activos		Métodos Pasivos	
Ventajas	Desventajas	Ventajas	Desventajas
			así como la oxidación y precipitación de los metales.

5. ANÁLISIS DE RESULTADOS

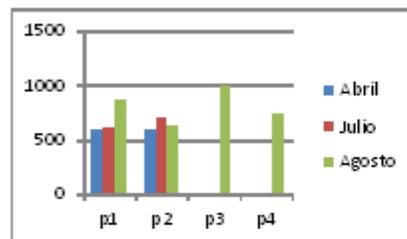
Oxígeno Disuelto



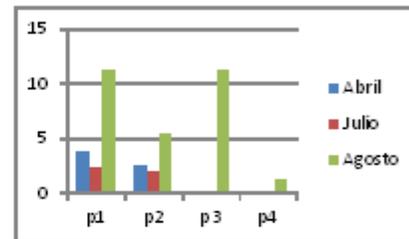
Conductividad



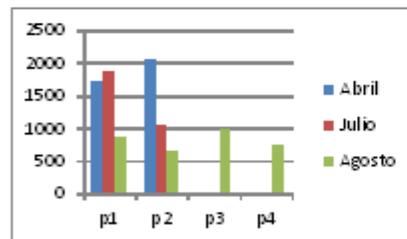
Dureza



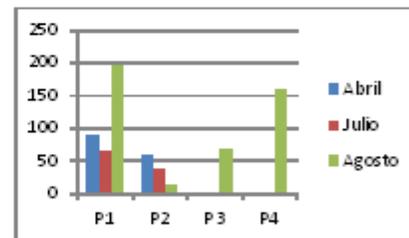
Fe⁺²



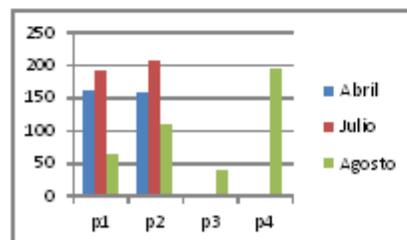
Sulfatos



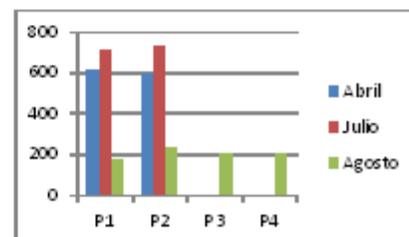
Sólidos suspendidos



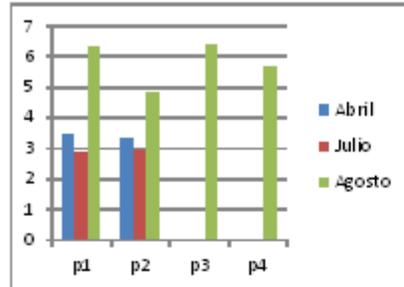
Fe⁺³



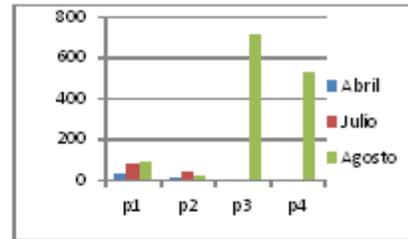
Potencial de REDOX



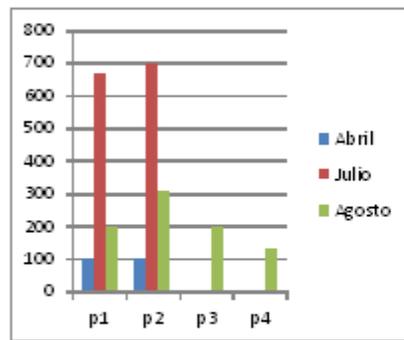
pH



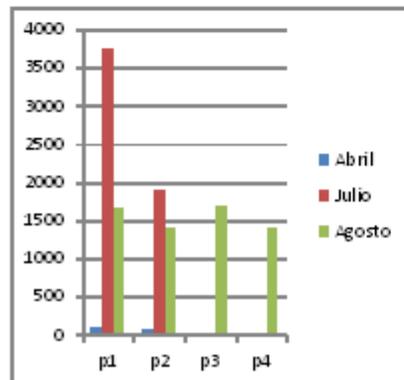
Turbidez



Acidez



Solidos Disueltos



Según las características presentadas por el análisis, este tipo de drenaje se clasifica como tipo II, donde el pH es < 6.0 y alta cantidad de solidos disueltos, alta concentración de ion ferroso y manganeso. Por oxidación de sulfuros, el pH del agua baja drásticamente hasta convertirse en tipo I. los DAM tipo I pueden degradar hábitats acuáticos y cambiar la calidad de las aguas debido a su

toxicidad, corrosión y otros efectos producidos por la disolución de sus constituyentes.

En los análisis de las muestras de aguas de los meses de Abril, Julio se registran valores de pH menores a 4,5 y se observa una alta concentración de oxígeno disuelto, condiciones que facilitan la oxidación de los sulfuros presentes en las rocas, formándose sulfatos como ejemplo la oxidación de la pirita en iones ferrosos (Fe^{+2}); estos iones ferrosos posteriormente se transforman en iones férrico (Fe^{+3}) y si sigue aumentando el pH por las misma geoquímica de la mina se precipitaran en forma de hidróxidos. En cuanto al aumento de la acidez, esta se ve reflejada en una mayor solubilidad de rocas y minerales que aportan una importante toxicidad al efluente.

En las muestras recolectadas en el mes de agosto se tomaron cuatro puntos con el objetivo de mirar el comportamiento hacia el interior de la mina evidenciándose cambios en el valor de pH donde en dos puntos se observa, valores de pH menor a 6 lo cual permite formación del iones férrico (Fe^{+3}) y una disminución apreciable de iones ferroso (Fe^{+2}), mientras que cuando el pH es mayor a 6, hay una disminución de los iones férricos; adicionalmente los valores de sulfatos, cloruros, turbiedad, color, hierro, pH, dureza, Manganeso, Níquel, Aluminio, Hierro, Cobre, Zinc de estas muestras están por fuera de los valores permitidos por la norma 2115 del 2007.

Realizados los análisis, se estableció que estas aguas no pueden destinarse para consumo humano y uso doméstico, esto hace referencia a la fabricación o procesamiento de alimento, al uso personal y limpieza de materiales o utensilios; a la fabricación o procesamiento de drogas, cosméticos, aditivos, etc., además, también se restringe su uso para la flora y la fauna, ya que esta puede causar alteraciones sensibles en la reproducción, supervivencia, crecimiento de especies;

también se restringe su uso para piscinas o fines recreativos, mediante contacto primario, contemplados en las resoluciones 2115, 1618 y el decreto 3930 de 2012.

Por lo tanto evaluados los resultados, se propone que para la remediación de estas aguas, teniendo en cuenta como parámetro principal el pH, el oxígeno disuelto y la topografía del terreno; es por eso que se recomienda, para su remediación la utilización de:

- ✓ **SAPS (Sistema de producción sucesiva de alcalinidad):** Esta tecnología no requiere grandes extensiones de terreno para el tratamiento de los DAM, estas aguas son netamente ácidas, con concentraciones altas de hierro y aluminio superiores a 1 mg/L; también, porque el tiempo de permanencia es muy corto (de 12 a 15 horas). En los SAPS, se logra neutralizar el pH del efluente, eliminar el oxígeno disuelto en el agua, reducir los sulfatos y transformar el Fe³⁺ en Fe²⁺, evitando la precipitación de hidróxidos.
- ✓ Humedales aerobios se consigue la adsorción de metales e intercambio iónico en los materiales del substrato, además, ocurre la bioacumulación de metales en las raíces y partes emergentes de las plantas, así como también la precipitación de óxidos e hidróxidos metálicos a través de reacciones de oxidación e hidrólisis.

CONCLUSIONES

La caracterización de los efluentes provenientes de la mina Mascota, ha podido evidenciar que estas aguas son netamente ácidas y por lo tanto necesitan de un tratamiento efectivo antes de ser arrojadas a ríos que se localizan cerca de la mina.

Al mencionar algunos parámetros que se tuvieron en cuenta en la caracterización de estas aguas, tales como el pH; el descenso de éste, trae como consecuencias que el agua se hace fuertemente corrosiva y la solubilidad de muchos metales pesados aumente y lleguen hacer muy tóxicas; además, hay que tener presente que por causas naturales este pH puede elevarse provocando de inmediato la precipitación de metales pesado en forma de hidróxidos.

Es importante tener en cuenta que los procesos geoquímicos que se llevan a cabo en una mina, contribuyen de manera acelerada en los cambios que esta pueda presentar, tales como la disponibilidad de oxígeno, la disponibilidad de agua líquida o en forma de vapor, la oxidación de la pirita y otros sulfuros, la oxidación e hidrólisis del hierro disuelto y otros minerales y las variaciones climáticas entre otros.

Caracterizar las aguas ácidas de mina en función a la acidez ayuda a elegir el sistema de tratamiento más idóneo y eficiente, porque además de la acidez protónica se incluye la acidez mineral, aspecto que por lo general no se considera en los métodos clásicos de caracterización. El agua de mina, se puede considerar como un agua netamente ácida (Tipo I) cuando tiene pH menor a 4,5 y elevados contenidos de carga metálica.

La recuperación de sitios mineros abandonados y activos, y el saneamiento de los recursos naturales contaminados implican realizar detallados estudios hidrológicos, mineralógicos, geoquímicos y biológicos para caracterizar el proceso de contaminación y plantear la mejor metodología de remediación. En general las remediaciones demandan tiempo, dinero, esfuerzo y controles posteriores para corroborar si son realmente eficaces.

Es importante conocer el tipo de drenaje ácido, para saber la metodología de remediación a aplicar, ya que cambia según si sea ácida o básica. La acidez y la alcalinidad de un drenaje de mina son parámetros básicos en la selección del tipo de tratamiento pasivo; representan la capacidad de esas aguas para neutralizar un ácido o una base.

Los costos de tratamiento de sistemas pasivos son más reducidos respecto a los sistemas activos, requieren menor mantenimiento y son muy eficientes en el tratamiento de caudales reducidos, como los que generalmente se presentan en instalaciones mineras cerradas o abandonadas.

De los diversos tipos de tratamiento pasivos y de los resultados que ellos han alcanzado, sugiero que el tratamiento más recomendable para esta mina por sus condiciones de pH, y de concentraciones de Fe^{3+} y Al superiores a 1 mg/L; son los SAPS (Sistema de producción sucesiva de alcalinidad), ya que con éste, se requiere menor cantidad de superficie para la construcción de ellos, además, estos son capaces de eliminar gran cantidad de acidez por metro cuadrado por día, y otra razón que toma fuerza es al tiempo mínimo requerido de tratamiento.

Se puede afirmar que los métodos de tratamiento pasivo han alcanzado buenos rendimientos en la neutralización de la acidez y en la eliminación de metales de los drenajes ácidos de mina. En minas activas son especialmente adecuados para el tratamiento de caudales no demasiado grandes.

RECOMENDACIONES.

El gobierno debe exigirles a las empresas mineras la realización de estudios de impacto ambiental para todas las operaciones mineras. Los estudios deben incluir los efectos sobre la sociedad, la vegetación, fauna, clima, calidad del aire, ruido, aguas superficiales y subterráneas, y los métodos propuestos para la recuperación de los terrenos al término de la operación minera.

En nuestro país, a pesar de que existen las herramientas legales, tales como las resoluciones 2115 de 2007, la 1618 de 2010 y el decreto 3930 de 2010; se deben realizar monitoreos constantes o un sistema de control y vigilancia para hacer que las empresas cumplan con los límites permitidos por la norma Colombiana.

En un futuro inmediato, debemos cuidar que exista un creciente sentido de responsabilidad de todos los involucrados en la industria minera, con el objetivo de promover el desarrollo, implementación y armonización de prácticas ambientales adecuadas y políticas de salud.

REFERENCIAS.

1. International Journal of Engineering, Science and technology Vol.2. No 8, 2010, pp. 127 – 146.
2. Aduvire, O., Moreno, C., Alberruche, E., Lacal, M y Vadillo, L. 2007. Effects of precipitation of secondary Fe(III) minerals and dilution on the attenuation of acid drainages; minig área of Spain. Mineclosure 07. Santiago(Chile) 16 – 19. October 2007.
3. Hyman, D. y Watzlaf, G. 1995. Mine drainage characterization for the successful design and evaluation of passive treatment systems. 17th Annual National Association of Abandoned Mine Lands Conference, Indiana, October, 203-218.
4. Kemmer Frank, y McCallion John 1997. Minería. En: Manual del Agua (The Nalco Water Handbook), Tomo II, McGraw – Hill Book. CO., U.S.A. Capitulo 29.
5. Com K. 1981. Cyanide Analysis in Mine Effluents. In: Cyanide and the Gold Mining Industry: A Technical Seminar, Ottawa, Ontario.
6. Kadlec, R. y Knight, R. 1996. Treatment wetlands. CRC/Lewis Press. USA, 893pp.
7. Skousen, J., Rose, A., Geidel, G., Foreman, J., Evans, R. y Hellier, W. 1998. Handbook of technologies for avoidance and remediation of acid mine drainage. Published by The National Mine Land Reclamation Center, West Virginia University, Morgantown, West Virginia, 123 pp.
8. Brix, H. 1993. Wastewater treatment in constructed wetlands: systems design, removal processes and treatment performance. En: G. A. Moshiri (ed.), Constructed Wetlands for Water Quality Improvement, CRC Press, Boca Raton, 9-22.

9. Eger, P. 1994. Wetland treatment for trace metal removal from mine drainage: the importance of aerobic and anaerobic processes. *Water, Science and Technology*, 29, (4), 249-256.
10. Kleinmann, R.L.P., Crerar, D.A. y Pacelli, R. 1981. Biogeochemistry of acid mine drainage and a method to control acid formation. *Mining Engineering*, March. 33, 300-303.
11. Wildeman, T., Gusek, J. y Brodie, G. 1991. Wetland design for mining operations. Draft handbook presented at the 1991 American Society for Surface Mining and Reclamation Conference, Durango, CO.
12. U.S. Department of the Interior. 1990. Long term removal and retention of iron and manganese from acid mine drainage in wetlands. Vol. I. Bureau of Mines, USDI: Washington, DC.
13. Skousen, J., Rose, A., Geidel, G., Foreman, J., Evans, R. y Hellier, W. 1998. Handbook of technologies for avoidance and remediation of acid mine drainage. Published by The National Mine Land Reclamation Center, West Virginia University, Morgantown, West Virginia, 123 pp.
14. Hedin, R. S., y Nairn, R.W. 1993. Contaminant removal capabilities of wetlands constructed to treat coal mine drainage. En: G. A. Moshiri (ed.), *Constructed Wetlands for Water Quality Improvement*, CRC Press, Boca Raton, 187-195.
15. Bigham, J.M., Schwertmann, U., Carlson, L. y Murad, E. 1990. A poorly crystalized oxyhydroxysulfate of iron formed by bacterial oxidation of Fe(II) in acid mine waters. *Geochimica Cosmochimica Acta*, 54, 2743-2754.
16. Tarutis, W.J.Jr., Stark, L.R. y Williams, F.M. 1999. Sizing and performance estimation of coal mine drainage wetlands. *Ecological Engineering*, 12, 353-372.
17. Hedin, R.S. y Watzlaf, G.R. 1994b. The effects of anoxic limestone drains on mine water chemistry. *International Land Reclamation and Mine Drainage Conference and Third International Conference on the Abatement of Acidic Drainage*, Pittsburgh, April, (1), 185-194.

18. Adiruve, O., Moreno, C., Alberruche, E., Lacal, M y Vadillo, L. 2007. Effects of precipitation of secondary Fe (III) minerals and dilution on the attenuation of acid drainages; mining área of Spain. Mine Closure 07. Santiago (Chile), 16 – 19 October 2007.
19. Wieder, R.K. 1993. Ion input/output budgets for five wetlands constructed for acid coal mine drainage treatment. *Water Air Soil Pollution*, 71 (3-4), 231-270.
20. Gyure, B., Konopka, A., Brooks, A., Doemel, W. 1990. Microbial sulphate reduction in acidic (pH 3) stripmine lakes, *FEMS Microbial Ecology*, 73, 193-202.
21. Watzlaf, G. y Hyman, D. 1995. Limitations of passive systems for the treatment of mine drainage. 17th Annual National Association of Abandoned Mine Lands Conference, Indiana, October, 186-199.
22. Hamilton, Q., Lamb, H., Hellet, C. y Proctor, J. 1997. Passive treatment systems for the remediation of acid mine drainage. CIWEM National Conference, Minewater treatment using wetlands. Newcastle, 1, 33-55.
23. Crites, R., Dombeck, G., Watson, R. y Williams, C. 1997. Removal of metals and ammonia in constructed wetlands. *Water Environment Research*, 69, (2), 132-135.
24. Brodie, G.A., Britt, C. R., Tomaszewski, T.M. y Taylor, H.N. 1993. Anoxic limestone drains to enhance performance of aerobic acid drainage treatment wetlands: experiences of the Tennessee Valley Authority. En: G. A. Moshiri(ed.), *Constructed Wetlands for Water Quality Improvement*, CRC Press, Boca Raton, 129-138.
25. Fripp, J., Ziemkiewicz, P. y Charkavorki, H. 2000. Acid mine drainage treatment. Ecosystem Management and Restoration Research Program (ERDC TN-EMRRP-SR-14), U. S. Army Engineer Research and Development Center, Vicksburg, MS, 7 pp.
26. U.S. EPA 2000. Coal remining best management practices guidance manual. Office of Science and Technology Engineering and Analysis Division. Washington DC. EPA 821-R-00-007.

27. U.S. EPA 1998. Permeable reactive barriers technologies for contamination remediation. Office of Research and Development. Washington DC. EPA 600-R-98-125.
28. Bolzicco, J., Carrera, J., Ayora, C., Ceron, J.C. y Fernández, I. 2001. Comportamiento y evolución de una barrera geoquímica experimental en el río Agrio – Aznalcóllar – España. En: Ballester, A., Grima, J., López, J. y Rodríguez, L. (eds.), Investigación, Gestión y Recuperación de Acuíferos Contaminados. Grafistaff, Madrid, 35-46.
29. Yacoub López Cristina. Tesis: Identificación y cuantificación de impactos medio ambientales generados por la empresa Yanacocha S.R.L. situada en la región Cajamarca. Peru. Marzo de 2007
30. Kadlec, R. y Knight, R. 1996. Treatment wetlands. CRC/Lewis Press. USA, 893pp.
31. Witthar, S.R., 1993, Wetland Water Treatment Systems, in Constructed Wetlands for Water Quality and Improvement, Chapter 14, G.A. Moshiri, ed., CRC Press, Boca Raton, FL.
32. LLAGAS CHAFLOQUE, Wilmer. Diseño de Humedales Artificiales Para el Tratamiento de Aguas Residuales en la UNMSM. Revista del Instituto de Investigación FIGMMG. Vol.15. No17, 85 – 86 (2006)
33. Rev. Ins. Investig. Fac. Minas metal cienc. Geogr.v.9 n.17.Lima ene/Junio 2006.
34. LOPEZ PAMO, E. et al.2002. Tratamientos pasivos de drenajes ácidos de mina: estado actual y perspectiva de futuro. Boletín Geológico y Minero, 113(1):3-21ISSN: 0366-0176