

**UNIVERSIDAD NACIONAL DE INGENIERIA**  
**FACULTAD DE INGENIERIA GEOLOGICA MINERA Y METALURGICA**



**NEUTRALIZACION DE AGUAS ACIDAS DE MINA POR PANTANOS**  
**ARTIFICIALES**

**INFORME DE SUFICIENCIA**  
**PARA OPTAR EL TITULO PROFESIONAL DE:**  
**INGENIERO METALURGISTA**

**PRESENTADO POR:**  
**JOSE ARCADIO PINEDO VEGA**

**LIMA – PERU**

**2010**

## **DEDICATORIA**

Este trabajo es dedicado a mi esposa Johanna por el apoyo constante y abnegado que siempre me da.

## **DEDICATORIA**

Este trabajo es dedicado a mi esposa Johanna por el apoyo constante y abnegado que siempre me da

## **RESUMEN**

El presente informe desarrolla el tema de neutralización de aguas ácidas por pantanos artificiales, la cual se divide en siete capítulos; en el primer capítulo se describe los objetivos específicos y su justificación; en el segundo capítulo se realiza un estudio de las aguas ácidas de mina, en donde se define el origen y sus características; en el tercer capítulo un estudio general de los pantanos naturales y sus componentes como son el agua, las plantas y las bacterias; en el cuarto capítulo se hace un estudio de pantanos artificiales en donde uno puede estudiar los criterios para su selección, basándose en las características del agua ácida a tratar; en el quinto, sexto y séptimo capítulo se desarrollan los pantanos aerobios, pantanos anaerobios y sistema de producción sucesiva de alcalinidad respectivamente, en donde se describen las reacciones químicas, cinética de reacción, plantas que forman los pantanos, rendimiento del pantano y ejemplos ilustrativos, se finaliza el informe con conclusiones respecto al tema.

## **ABSTRACT**

This report develops the theme of neutralization of acidic waters by wetlands, which is divided into seven chapters, the first chapter describes the specific objectives and reasons, in the second chapter is conducting a study of acid mine water where defines the origin and characteristics, in the third chapter a general survey of natural wetlands and their components such as water, plants, bacteria, in the fourth chapter is a study of wetlands where one can consider the criteria for selection, based on the characteristics of acid water to be treated, in the fifth, sixth and seventh chapter develops aerobic wetlands, anaerobic wetlands and production system of successive alkalinity respectively, which describe chemical reactions, reaction kinetics, which are wetland plants, wetland performance and illustrative examples, the report is finished with conclusions on the issue.

## INDICE

	<b>Pg.</b>
<b>Introducción</b>	1
<b>CAPITULO I: ASPECTOS GENERALES</b>	
1.1 Objetivo General.	3
1.2 Justificación.	3
<b>CAPITULO II: DRENAJE ACIDO DE MINA</b>	
2.1 Definición.	5
2.2 Generación De Aguas Acidas.	6
2.3 Caracterización De Las Aguas Acidas De Mina.	9
<b>CAPITULO III: ESTUDIO GENERAL DE PANTANOS NATURALES</b>	
3.1 Estudio General De Pantanos.	12
3.2 Componentes Principales De Pantanos.	12
3.2.1 Agua.	12
3.2.2 Substratos.	13
3.2.3 Bacterias.	13
3.2.4 Vegetación.	15
3.2.4.1 Plantas Que Forman Los Pantanos.	16
3.3 Cinética De Reacción De Los Pantanos.	24

## **CAPITULO IV: ESTUDIO DE PANTANOS ARTIFICIALES**

4.1 Tratamiento De Aguas Acidas De Mina Por Pantanos Artificiales.	26
4.1.1 Selección Del Tipo De Tratamiento En Función De Las Características Del Agua.	28

## **CAPITULO V: PANTANOS AEROBIOS**

5.1 Pantanos Aerobios.	31
5.1.1 Plantas Para El Pantano Aerobio.	37
5.1.2 Reacciones Químicas.	37
5.1.3 Dimensionamiento Del Pantano Aerobio.	39
5.1.4 Rendimiento De Un Pantano.	41
5.1.5 Ejemplo1.	43

## **CAPITULO VI: PANTANOS ANAEROBIOS**

6.1 Pantanos Anaerobios.	46
6.1.1 Reacciones Químicas.	53
6.1.2 Diseño.	58
6.1.3 Ejemplo 1.	63
6.1.4 Ejemplo 2.	63

## **CAPITULO VII: SISTEMA DE PRODUCCION SUCESIVA DE ALCALINIDAD**

7.1 Sistema De Producción Sucesiva De Alcalinidad (SAPS).	66
---	----

7.1.1 Diseño.	67
7.1.2 Reacciones Químicas.	68
7.1.3 Ejemplo 1.	71
7.1.4 Ejemplo 2.	71
<b>CONCLUSIONES</b>	72
<b>BIBLIOGRAFIA</b>	73

## **INDICE DE TABLAS**

Tabla N° 2.1 Clasificación De Los Drenajes De Mina.	11
Tabla N° 3.1 Características de <i>Tipha Latifolia</i> .	17
Tabla N° 3.2 Características de <i>Arundo donax</i> .	20
Tabla N° 3.3 Características de <i>Equisetum Arvense</i> .	22
Tabla N° 5.1 Metales en la entrada y salida de un pantano aerobio.	44

## INDICE DE FIGURAS

Figura N° 3.1 Tipha Latifolia.	16
Figura N° 3.2 Caña común, Carrizo, Junco gigante, Falso bambú.	20
Figura N° 3.3 Equisetum Arvense.	22
Figura N° 4.1 Sistemas de tratamiento pasivo para el tratamiento de drenaje ácido de mina.	27
Figura N° 4.2 Selección del tipo de tratamiento en función de las características del agua.	30
Figura N° 5.1 Pantano aerobio.	31
Figura N° 5.2 Disposición de las celdas en un pantano aerobio y circulación del agua en su interior.	32
Figura N° 5.3 Variables de diseño de un Pantano.	36
Figura N° 5.4 Principales procesos en un pantano aerobio.	36
Figura N° 6.1 Pantanos Anaerobios.	46
Figura N° 6.2 Pantano anaerobio de flujo horizontal (a) y vertical (b).	47
Figura N° 6.3. Disposición de substratos en un pantano anaerobio.	52
Figura N° 6.4. Variación temporal de las curvas de acidez de un drenaje de mina.	62
Figura N° 6.5. Rango de pH para determinar el área óptima de un pantano en función al caudal y acidez metálica.	62
Figura N° 6.6. Relación entre tamaño, caudal y acidez removida en pantanos anaerobios.	65

Figura N° 6.7 Correlación entre costo de construcción y tamaño de pantano anaerobio.	65
Figura N° 7.1 Esquema de la disposición de los substratos y dirección del flujo de agua en un SAPS.	68
Figura N° 7.2 Rango de pH para determinar el área óptima de un pantano en función al caudal y acidez metálica.	70
Figura N° 7.3 Correlación entre tamaño y costo de construcción en SAPS.	70

## NOMENCLATURA

- AMD: drenaje ácido de mina.
- ALD: drenaje anóxido calizo.
- SAPS: sistema de producción sucesiva de alcalinidad.
- OLC: drenaje óxico calizo.
- FMF: sistemas de filtros de macrofitas en flotación.
- DF: factor de disolución.
- Q: caudal.
- q: carga hidráulica.
- PaMe: peso atómico del metal.
- $Me^{+n}$ : cationes metálicos.
- $Fe^{3+}$ : cationes férricos.
- $Fe^{2+}$ : Fe ferroso.
- Mg: magnesio.

## INTRODUCCIÓN

Los drenajes ácidos de mina, contienen una gran cantidad de sólidos en suspensión y un alto contenido en sulfato y metales disueltos (Fe, Al, Mn, Zn, Cu, Pb, etc.), alcanzando sus concentraciones las decenas y centenas de miligramos por litro. Estos elementos en esas concentraciones son nocivos para la actividad biológica, contaminan los cauces, y además esas aguas pueden llegar a dañar la estructura y la cimentación de construcciones.

Debido al enorme costo que supone su tratamiento en depuradoras convencionales por el dilatado tiempo que perdura el fenómeno de generación de aguas ácidas, en antiguas zonas mineras generalmente se ha ido agravando la situación, siendo necesario buscar una solución a este problema. Una alternativa al tratamiento convencional de los drenajes ácidos de mina, tanto si las instalaciones se encuentran en operación o en abandono, lo constituyen los métodos de tratamiento pasivo, debido a su bajo costo de construcción, fácil operación y mantenimiento, y buena eficiencia en el tratamiento de aguas ácidas.

Los métodos de tratamiento pasivo más utilizados son los pantanos artificiales (aerobios o anaerobios). El objetivo principal en todos ellos es la supresión de la acidez, la precipitación de los metales pesados y la eliminación de los sólidos en suspensión. Para ello actúan cambiando las condiciones de Eh y pH del influente de forma que se favorezca la formación de especies insolubles que precipiten y retengan la carga contaminante. Por lo general, en los sistemas pasivos se recurre al uso de material alcalino para neutralizar la acidez, a substratos orgánicos para crear ambientes reductores y al empleo de bacterias para catalizar las reacciones y acelerar los procesos que forman precipitados. 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.

## **CAPITULO I**

### **ASPECTOS GENERALES**

#### **1.1 Objetivo General.**

Disminuir el grado de contaminación del drenaje ácido, para ello será necesario la supresión de la acides, la precipitación de los metales pesados, la eliminación de los sólidos en suspensión y la disminución de sulfato.

#### **1.2 Justificación.**

La mitigación de aguas ácidas aplicando *Pantanos Artificiales* es una técnica nueva que se requiere implementar en el Perú, para remediar las aguas ácidas que drenan de las bocaminas de muchos pasivos ambientales existentes en el territorio y tiene una gran importancia desde el punto de vista ambiental, social, económico y tecnológico.

- Ambiental: La mitigación por *Pantanos Artificiales* es un procedimiento que en forma pasiva nivela el pH del agua y reduce los metales disueltos, hasta alcanzar los

límites máximos permisibles que fija el sector correspondiente, cuyo producto del tratamiento no contaminan ríos, laguna, flora y la fauna.

- Social: Desde el punto de vista social, la mitigación cuida el entorno en el que viven las comunidades o las ciudades, no degradando los suelos, no generando enfermedades y por consiguientes favoreciendo el desarrollo sostenible de la zona.
- Económico: El tratamiento activo con cal, hidróxido de calcio e hidróxido de sodio es muy costoso, por lo que el tratamiento pasivo con *Pantanos Artificiales* es muy económico, basta preparar las pozas de tratamiento aerobio y anaerobio, el substrato correspondiente para cada fango y se hace discurrir el agua ácida. Los Pantanos mitigan como consecuencia de los fenómenos físico, químico y bacteriano hasta alcanzar los límites máximos permisibles.
- Tecnológico: Es una tecnología nueva de tratamiento de aguas ácidas que se forma en la explotación de minerales, que se pueden aplicar en la mediana y pequeña minería.

## **CAPITULO II**

### **DRENAJE ACIDO DE MINA**

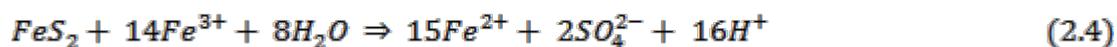
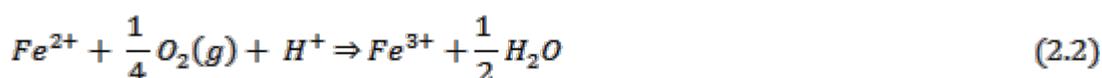
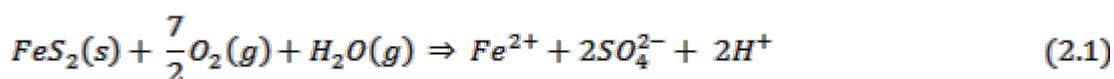
#### **2.1 Definición.**

El drenaje ácido de mina es el drenaje contaminado que resulta de la oxidación de minerales sulfurados y lixiviación de metales asociados, provenientes de las rocas sulfurosas cuando son expuestas al aire y al agua. Es un proceso dependiente del tiempo y que involucra procesos de oxidación tanto química como biológica y fenómenos físico-químicos asociados, incluyendo la precipitación y el encapsulamiento. Lo anterior, es debido a que las proporciones de minerales sulfurados en las rocas que contienen depósitos minerales, son considerablemente más elevadas que las que se encuentran en las rocas comunes de la corteza terrestre. Por último, es importante reconocer que la acidez y el pH bajo no son factores críticos en la definición del drenaje ácido de mina; más bien, la preocupación fundamental la constituyen los elevados niveles de metales disueltos, debido a su potencial impacto adverso sobre la flora y fauna del ambiente acuático receptor y, en menor grado, a los riesgos que supone para la salud humana. Los peces y otros

organismos acuáticos son más sensibles que los seres humanos a los niveles elevados de la mayoría de metales.

## 2.2 Generación De Aguas Acidas.

Nordstrom y Alpers (1999) describen el proceso de oxidación de la pirita como el principal responsable de la formación de aguas ácidas; esta oxidación se ve favorecida en áreas mineras debido a la facilidad con la que el aire entra en contacto con los sulfuros a través de las labores mineras de acceso y por los poros existentes en las pilas de estériles y residuos así como al incremento de la superficie de contacto de las partículas. Dichos autores consideran que los factores que más afectan a la generación ácida son el volumen, la concentración, el tamaño de grano y la distribución espacial de la pirita. Las reacciones que intervienen en la oxidación de la pirita pueden ser representadas por los siguientes cuatro de ecuaciones.



En la reacción de oxidación de la pirita (2.1) se produce  $\text{Fe}^{2+}$ ,  $\text{SO}_4^{-2}$  e  $\text{H}^+$ . Esta reacción provoca un incremento en el total de sólidos disueltos y un aumento de la acidez, que irá asociado a una disminución del pH. Si el ambiente circundante es lo suficientemente oxidante, entonces muchos iones ferrosos se oxidarán a iones férricos (etapa 2). Por lo general, por encima de un pH alrededor de 3,5, el ion férrico formado, precipita mediante hidrólisis como hidróxido (2.3), disminuyendo por tanto el  $\text{Fe}^{3+}$  en solución, mientras que el pH baja simultáneamente. Por último, algunos cationes férricos ( $\text{Fe}^{3+}$ ) que se mantienen en solución, pueden seguir oxidando adicionalmente a la pirita y formar  $\text{Fe}^{2+}$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$  y  $\text{H}^+$  (2.4).

Cinéticamente, la oxidación del  $\text{Fe}^{2+}$  a  $\text{Fe}^{3+}$  es la reacción más lenta a pH ácido. A pH por encima de 4 la velocidad de la reacción aumenta drásticamente, casi todo el Fe está en forma de  $\text{Fe}^{3+}$  y precipita como hidróxido (2.3). A pH por debajo de 4, sin embargo, la mayoría del Fe en solución es  $\text{Fe}^{2+}$ , aunque la acción bacteriana (*Thiobacillus ferrooxidans*) consigue acelerar el proceso y que progresivamente el  $\text{Fe}^{2+}$  pase a  $\text{Fe}^{3+}$ . Parte del  $\text{Fe}^{3+}$  se emplea en oxidar más pirita (2.4) y parte precipita como hidroxisulfatos (schwerimannita a pH entre 3 y 3,5; y jarosita a pH inferior a 3).

La geoquímica de las aguas ácidas de mina es un fenómeno complejo al haber diversos procesos físicos, químicos y biológicos jugando un papel importante en la

producción, liberación, movilidad y atenuación de los contaminantes. Estos procesos son los siguientes:

- La oxidación de la pirita.
- La oxidación de otros sulfuros.
- La oxidación e hidrólisis del hierro disuelto y otros metales.
- La capacidad neutralizadora de la ganga mineral y roca encajante.
- La capacidad neutralizadora de las aguas bicarbonatadas.
- La disponibilidad de oxígeno.
- La disponibilidad de agua líquida o en forma de vapor.
- La localización y forma de zonas permeables en relación con las vías de flujo.
- Las variaciones climáticas (diarias, estacionales o episodios de tormentas).
- La formación de eflorescencias y su redisolución.
- El calentamiento por conducción y radiación del calor generado en diversas reacciones exotérmicas (oxidación de la pirita, disolución de sales solubles y la dilución de un ácido concentrado).
- La temperatura.
- La acción de catálisis de las bacterias.
- La adsorción microbiana de metales.
- La precipitación y disolución de minerales durante el transporte.
- Adsorción y desorción de metales durante el transporte.
- Fotoreducción del hierro.
- La formación de complejos orgánicos.
- Los procesos microambientales sobre superficies o entorno a organismos.

### 2.3 Caracterización De Las Aguas Acidas 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  $\text{CaCO}_3$ ); además de contenidos de  $\text{Fe}^{2+}$ , Fe total, Al, Mn,  $\text{SO}_4^-$  y conductividad (Hyman y Watzlaf, 1995). Es deseable analizar también el 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.

$$\text{Alcalinidad neta} = \text{acidez total} - \text{alcalinidad total} \quad (2.5)$$

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:



En la práctica, lo que se mide en el laboratorio es la acidez neta y la alcalinidad total, deduciéndose la acidez total mediante la ecuación (2.5). La acidez y la alcalinidad se suelen medir como equivalentes de  $CaCO_3$ . La acidez medida en el laboratorio generalmente representa la acidez neta, ya que se suele efectuar la valoración con  $CaCO_3$  después de haber añadido  $H_2O_2$  y calentado la muestra para promover la total oxidación e hidrólisis de todos los metales.

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 la potencial de los cationes metálicos ( $Me^{+n}$ ). El cálculo se hace mediante la fórmula siguiente considerando que la reacción transcurre equivalente a equivalente:

$$\text{Acidez total equivalente } C_{\alpha}CO_3 \text{ (mg/l)} = SMe^{+n} \text{ (mg/l)} * \left( \frac{50,045}{PaMe} \right) * n \quad (2.7)$$

Donde PaMe es el peso atómico del metal y 50,045 es un factor de conversión resultado de dividir el  $PmCaCO_3$  por su valencia. En el caso del pH se tiene que la concentración de iones  $H^+$  es igual a  $10^{-pH}$ . 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 (2.5). La alcalinidad total de una solución generalmente está representada por los iones hidróxido y bicarbonato, y se suele medir directamente en laboratorio. Que un drenaje presente alcalinidad neta significa que una vez que se ha llevado a cabo la oxidación e hidrólisis de los metales que pueden generar iones hidrógeno libres aún presenta cierta capacidad para neutralizar cierto volumen de un ácido.

TABLA N° 2.1 CLASIFICACIÓN DE LOS DRENAJES DE MINA. (Osvaldo ADUVIRE, 2007)

<b>SUB CATEGORIA</b>	<b>DESCRIPCION</b>	<b>RANGO DE ACIDEZ O ALCALINIDAD</b>
1	Muy ácido	ACIDEZ NETA < 300 Mg/l como CaCO <sub>3</sub>
2	Moderadamente ácido	100 < Acidez Neta <300 mg/l como CaCO <sub>3</sub>
3	Débilmente ácido	0 < Acidez Neta <100 mg/l como CaCO <sub>3</sub>
4	Débilmente alcalino	Alcalinidad Neta < 80 mg/l como CaCO <sub>3</sub>
5	Fuertemente alcalino	Alcalinidad Neta > 80 mg/l como CaCO <sub>3</sub>

### **CAPITULO III**

#### **ESTUDIO GENERAL DE PANTANOS NATURALES**

##### **3.1 Estudio General De Pantanos.**

Los pantanos son depósitos o estanques poco profundos excavados que contienen: agua, tierras naturales, substrato, plantas y microorganismos. En los tratados, estudios e investigación que se realiza en los EE.UU. se denomina wetland y sus traductores los hacen como pantanos, pero el concepto se refiere a la definición ya descrita; otros, lo denominan pantanos que abarca una gran variedad de ellos.

##### **3.2 Componentes Principales De Pantanos.**

###### **3.2.1 Agua.**

El agua es el factor más importante para diseñar un pantano, pequeños cambios en la hidrología pueden tener efectos significantes en un pantano.

Por la gran superficie y poca profundidad, el sistema de pantano interactúa bastante con la atmósfera por la lluvia y a la evapotranspiración.

### **3.2.2 Substratos.**

Utilizados para construir pantanos, incluye, tierra, arena, grava, rocas y materiales orgánicos como el compost. Sedimentos y humus se acumulan en el pantano por la baja velocidad del agua. Los substratos, sedimentos y humus son importantes por varias razones:

- Material orgánico donde se realiza el intercambio de materiales y es el ambiente para microorganismos y es fuente de carbón, la fuente de energía de las actividades bacterianas.

### **3.2.3 Bacterias.**

Las Bacterias que forman parte de los pantanos artificiales son las siguientes:

#### *a). Desulfotomaculum*

Bacilos rectos o levemente curvados. Forman esporas resistentes a la desecación y temperatura. Gram positivos, móviles por flagelación polar o peritrica. Habitan sedimentos marinos, aguas dulces e intestino de animales,

también se encuentran en alimentos enlatados provocando lo que se conoce como degradación sulfhídrica. Tipo de cepa: cepa DSM 16058 RE35E1 = = JCM14.019.GenBank / EMBL / número de acceso DDBJ para la secuencia del gen ARNr 16S de la cepa tipo: AY548778 .

*b). Desulfobulbus*

Células ovoides, individuales o de pares. Móviles por flagelo polar o inmóviles. Anaerobias estrictas, reducen sulfatos, sulfitos y thiosulfatos a H<sub>2</sub>S. Oxidan parcialmente sustratos orgánicos, llevándolos hasta acetato. Habitan en sedimentos marinos y dulces anóxicos. Tipo de cepa: cepa ATCC 43118 FP = = DSM 2908. X95180 GenBank / EMBL / número de acceso DDBJ para la secuencia del gen ARNr 16S de la cepa tipo: X95180 .

*c). Desulfomonas*

Formas bacilares y algunas irregulares, inmóviles y estrictamente anaerobios. Reducen el sulfato a H<sub>2</sub>S. Los sustratos orgánicos son oxidados hasta acetato. Se encuentran en heces humanas. Tipo de cepa : cepa ATCC 29098 = DSM 749. GenBank / EMBL / número de acceso DDBJ para la secuencia del gen ARNr 16S de la cepa tipo: AF192152 .

*d). Desulfococcus*

Células esféricas, móviles por flagelación polar o inmóviles. Reducen sulfatos, sulfitos y thiosulfatos a H<sub>2</sub>S. Capaces de realizar crecimiento

autotrófico por vía de acetyl CoA. Habitan en aguas dulces, marinas y sedimentos. Tipo de cepa: = KMRActs cepa DSM5651. GenBank / EMBL / número de acceso DDBJ para la secuencia del gen ARNr 16S de la cepa tipo: AJ277887 .

*e). Desulfosarcina*

Células de forma bacilar, oval o cocoide, se agrupan en paquetes celulares (sarcina), los cuales pueden adherirse a superficies. Reducen sulfatos, sulfitos y thiosulfatos a H<sub>2</sub>S. Capaces de crecer autotróficamente. Habitan en sedimentos marinos. Tipo de cepa: cepa "Montpellier" = 3be13 ATCC 33932 = = MRV DSM 2060 B-1627. M34407 GenBank / EMBL / número de acceso DDBJ para la secuencia del gen ARNr 16S de la cepa tipo: M34407 .

*f). Desulfovibrio*

Bacterias reductoras de sulfato, móviles por flagelo polar. Habitan en suelos y aguas dulces y marinas. Importantes en la corrosión de materiales sumergidos. Tipo de cepa: cepa DSM 16995 = 12925 JCM. GenBank / EMBL / número de acceso DDBJ para la secuencia del gen ARNr 16S de la cepa tipo: DQ148944 .

### **3.2.4 Vegetación.**

Las plantas juegan un importante papel en el proceso de tratamiento:

- El detritus orgánico y el carbono expulsado por las plantas durante la función clorofílica proporcionan abundante alimento a las bacterias oxidantes.
- La presencia de vegetación intensifica la actividad bacteriana y favorece la eliminación de hierro en el agua y la sedimentación de los precipitados.
- La densidad de la vegetación de un pantano afecta muchísimo su hidrología, primero el agua encuentra obstrucción en las ramas, hojas, raíces y segundo bloquea el sol y el viento. Las especies más utilizadas y que han dado mejores resultados es el carrizo (*Thypha latifolia*) y la totora (*Juncos Lubricatus*).

#### **3.2.4.1 Plantas Que Forman Los Pantanos**

##### **a) *Tipha Latifolia***



Figura N° 3.1 *Tipha Latifolia* (Bolzicco, 2001)

Tabla N° 3.1 Características de *Tipha Latifolia* (Bolzicco, 2001)

Nombre científico	TIPHA LATIFOLIA
Nombre común	Aneas
Emplazamiento	pleno sol o sombra tenue
Profundidad de plantación	-20 a -50 cm
Floración	julio-octubre
Plantación	primavera
Tamaño estanque	pequeño a grande

Hierbas robustas, perennes, de 1 a 3 m de altura, salvo en *Typha mínima*, que no supera el metro. Acuáticas emergentes, monoicas (flores masculinas y femeninas en la misma planta), de tallo rizomatoso.

Hojas muy erectas, bifaciales, mayormente basales, dísticas, envainadoras, simples, sin dividir, planas, alargadas y delgadas, de venación paralela, con parénquima esponjoso. Inflorescencia terminal, consta de una espiga cilíndrica de flores muy densas, las masculinas arriba y las femeninas debajo.

Las Flores son muy pequeñas, unisexuales, actinomorfas, las flores femeninas hipóginas. El perianto consiste en 0 o 3 (o raramente 8) tépalos como cerdas en las flores masculinas, y numerosos tépalos como cerdas o escamas en las femeninas (en 1-4 verticilos). Estambres 3 (raramente 1 u 8), separados entre sí y además libres de las demás piezas florales

("apostémonos"). Las anteras son basifijas, con el conectivo ancho, extendido más allá de la teca. El polen es liberado en tétradas o en mónadas.

El gineceo es de 1 solo carpelo, con un ovario súpero. El estilo es acrescente (se mantiene en el fruto). La placentación es apical, el óvulo es solitario, anátropo, bitégmico. No hay nectarios.

El fruto es dehiscente y de tipo aquenio, con un ginóforo acrescente y estilo también acrescente, y partes del perianto persistentes, que ayudan a la dispersión por viento. Las semillas poseen endosperma con almidón.

Ampliamente distribuidas en todo el mundo. *Typha latifolia* se encuentra en todas las regiones templadas del Hemisferio Norte; *Typha angustifolia*, también cosmopolita, soporta peor el frío y se extiende por ello menos hacia el norte. Las restantes especies tienen distribuciones más limitadas, siendo *Typha domingensis* nativa del sur de los Estados Unidos y Centroamérica, mientras que *Typha laxmannii*, *Typha mínima* y *Typha shuttleworthii* crecen en el sur de Europa y partes de Asia.

Los miembros de este taxón crecen como plantas emergentes en estanques, acequias, y pantanos. Suelen ser de las primeras especies en colonizarlos. Las colonias de totoras son muchas veces un paso importante en la desecación de lagunas y pantanos, formando una capa de denso tejido orgánico sobre la cual se deposita la tierra.

El denso sistema rizomático favorece la fijación del suelo, previniendo la erosión. En su interior se alojan numerosos insectos, y proporciona cobijo a batracios y aves lacustres.

Otras aves emplean los restos de la inflorescencia para tapizar sus nidos.

Las pequeñas flores de *Typha* son polinizadas por viento.

El rizoma se aprovecha como verdura, con un alto contenido en almidón; se cosecha entre el otoño y el invierno. Los brotes tiernos se consumen a veces cocidos, y el polen se emplea como suplemento alimenticio mezclado con harina. Las inflorescencias estaminadas jóvenes también pueden ser usadas como alimento.

Actualmente su resistencia a medios anóxicos y con altos grados de contaminación ha ampliado sus aplicaciones al campo de la fitorremediación, en particular en sistemas de depuración de aguas residuales como los pantanos artificiales y sistemas de filtros de macrofitas en flotación (FMF).

También se estudia su uso como fitoacumulador de metales pesados.

También se las puede utilizar para fabricar papel.

**b) Caña Común, Carrizo, Junco Gigante, Falso Bambú**

*Arundo Donax*



Figura N° 3.2 Caña común, Carrizo, Junco gigante, Falso bambú. (Bolzicco, 2001)

Tabla N° 3.2 Características de Arundo donax (Bolzicco, 2001)

Nombre científico	Arundo donax
Nombre común	Caña común, Carrizo, Junco gigante
Familia	Poaceae (Gramíneas).
Origen	Europa meridional, España y Portugal.
Tamaño	máximo 6 metros

- Planta semejante al bambú, del que se diferencia por que de cada nudo sale una única hoja que envaina el tallo.

- Creciendo en largas colonias, glabra, escabrellosa en la inflorescencia, los culmos huecos, hasta de 4 cm de grueso, a menudo de 8 a 12 mm de grueso en la base de la panícula, muy hojoso, 5 a 7 cm de ancho en el culmo principal y de 30 a 60 cm de largo; panícula hasta de 1 m de largo o más, con ramas ascendentes, muy delgadas, con las flores laxamente dispuestas, de hasta 30 cm de largo; espiguillas de 10 a 14 mm de largo, estrechas, 3 (4)-floreadas; glumas glabras, frágiles; lemas (incluyendo los dientes y aristas) frágiles, los pelos suaves, blanquecinos, de 6 a 8 mm de largo; anteras de 3 mm de largo.

- Se utilizan las hojas para la elaboración de cestería, tapetes y canceledos.

- Se obtienen materiales para construcción ligera, utilizada como cortina rompe vientos (cañizos), para construcciones de adobe techadas.

- Tiene propiedades medicinales como diurético.

- Es una planta introducida que se ha naturalizado y se mantiene en los alrededores de viviendas y zonas de cultivo. Incluso se siembra en parques y jardines.

- Vive en lugares húmedos y encharcados, en acequias y cursos de agua.

**c) Equisetum Arvense**



Figura N° 3.3 Equisetum Arvense (Bolzicco, 2001)

Tabla N° 3.3 Características de Equisetum Arvense (Bolzicco, 2001)

Nombre científico	Equisetum Arvense
Nombre común	Cola de caballo
División	Sphenophyta
Clase	Equisetopsida
Orden	Equisetales
Familia	Equisetaceae
Género	Equisetum
Especie	Equisetum arvense

El Equisetum arvense o cola de caballo es una especie de arbusto perteneciente a la familia de las equisetáceas. Generalmente se encuentra en el hemisferio norte. Necesita cierta humedad que le proporciona la proximidad a fuentes u otras corrientes de agua, en estas condiciones es bastante común a todos los lugares húmedos de la costa este del litoral español y las Islas Baleares hasta los 1.800 metros de altitud. Es un arbusto perenne con tallo rizomatoso, distribuido en el hemisferio norte. Pueden ser con tallos estériles y fértiles. Los estériles arrancan a crecer después que los fértiles han emergido; y tienden a ser más largos y arbustivos. Esos segmentos contienen un set de ramas erectas, hasta 20 segmentos y con largos de 5 a 50 cm. Los fértiles tienden a ser la mitad de largo que los estériles y ser más suculentas.

Tiene silicio orgánico (unido a proteínas) y sales ricas en potasio, magnesio y aluminio. La planta tiene varios compuestos químicos, usados medicinalmente. Rico en minerales silicatados (10%), potasio, y calcio, con propiedades diuréticas. Es prescrita para cuidar tejidos de la conjuntiva (cartílago, tendón, y hueso) y también pólipos, epístaxis, y sangrado. Los brotes se comen como un vegetal en Japón en primavera. Tiene un muy alto número diploide - 216 (108 pares de cromosomas) - 5 veces más grande que el número humano diploide.

Antiguamente se comían sus tallos como si fueran espárragos. Tradicionalmente se hacían estropajos para limpiar utensilios de estaño. En agricultura ecológica se utiliza como remedio natural contra hongos y plagas. También se usa como diurético.

### 3.3 Cinética De Reacción De Los Pantanos.

Si la reacción de retención del contaminante en el pantano es independiente de su concentración, esto es si la cinética de la reacción es de orden cero, la constante de velocidad de la reacción  $k_0$  vendría dada por la expresión (3.1) si se asume un caudal (Q) constante

$$K_0 = \frac{Q}{A} (C_{in} - C_{out}) \quad (3.1)$$

Si Q se expresa como m<sup>3</sup>/día, A como m<sup>2</sup> y la concentración como g/m<sup>3</sup>, entonces  $k_0$  viene como g/m<sup>2</sup> día, coincidiendo con la “eliminación por área”. La  $k_0$  puede calcularse empíricamente en los pantanos existentes efectuando las medidas de  $C_{in}$  y  $C_{out}$  de cada contaminante. Con esta cinética de reacción la “eliminación por área” y la “eficacia del tratamiento” están relacionados linealmente si la carga hidráulica (Q/A) y la concentración  $C_{in}$  permanecen constantes  $(C_{in} - C_{out})/C_{in} = (k_0 A) / (C_{in} Q)$  (10). Si la reacción fuera dependiente de la concentración y siguiera una cinética de primer orden, entonces la constante de velocidad  $k_1$  vendría dada por la ecuación (3.2), asumiendo un caudal Q constante.

$$K_1 = \frac{Q}{A} \ln(C_{in} - C_{out}) \quad (3.2)$$

Expresando Q, A y C del mismo modo que en el caso anterior, la  $k_1$  se expresaría como m/día, y reflejaría el rendimiento del sistema, denominándose “eliminación de primer orden” (first-order remove). La “eficiencia del tratamiento” estaría relacionada exponencialmente con la “eliminación de primer orden” por la siguiente expresión:

$$(C_{in} - C_{out}) / C_{in} = 1 - e^{-K_1 \frac{A}{Q}} \quad (3.3)$$

El tiempo de retención teórico (t) en el pantano, de permanencia o de tratamiento, se define como,  $t = V/Q$  (13) donde Q es el caudal medio que pasa a través del pantano ( $(Q_{in}+Q_{out})/2$ ) y V es el volumen efectivo del pantano, que a su vez vendrá definido por,  $V = A \cdot h \cdot p$  (14) donde A es la superficie del pantano, h la altura de la lámina de agua y p la porosidad del medio (espacio libre entre la vegetación en el caso de un pantano aerobio o de flujo superficial horizontal). Otro concepto que se utiliza es la carga hidráulica (q), definida como el cociente entre el caudal medio en el pantano y su superficie,  $q = Q/A$  (15) si Q se expresa como  $m^3/día$  y A como  $m^2$ , entonces las unidades de q serían m/día.

## **CAPITULO IV**

### **ESTUDIO DE PANTANOS ARTIFICIALES**

#### **4.1 Tratamiento De Aguas Acidas De Mina Por Pantanos Artificiales.**

Tratamiento químico activo de AMD para eliminar los metales y la acidez es a menudo una cara, la responsabilidad a largo plazo. En los últimos años, una variedad de sistemas pasivos de tratamiento han sido desarrollados que no requieren insumos químicos continuos y que se aprovechan de forma natural procesos químicos y biológicos para limpiar las aguas contaminadas de minas. Las tecnologías principales pasivos son los pantanos artificiales, anóxico los desagües de piedra caliza (ALD), alcalinidad sucesivos los sistemas de producción (SAPS), los estanques de piedra caliza, piedra caliza y los canales abiertos (OLC).

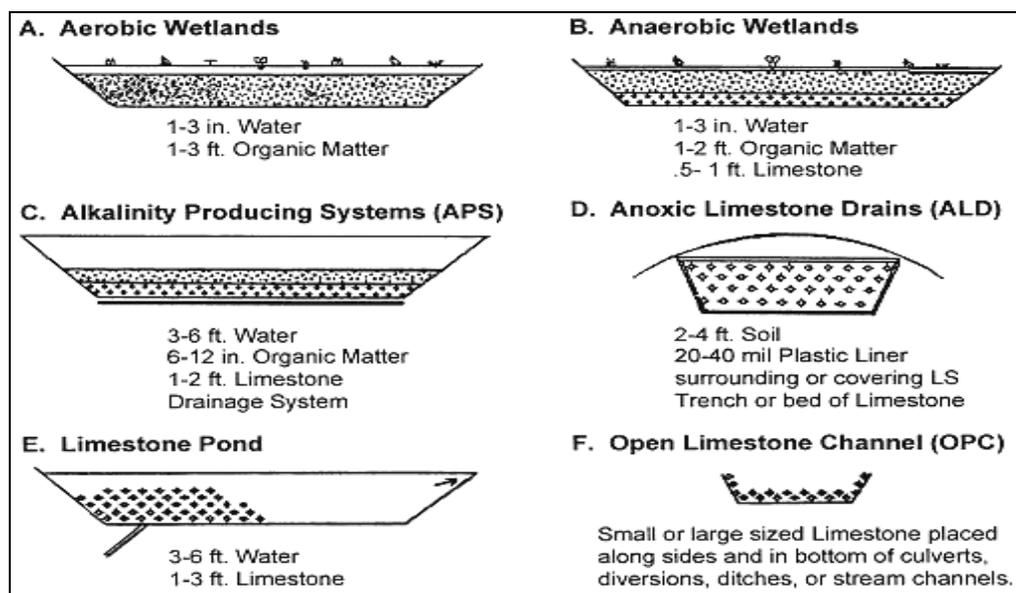


Figura N° 4.1 Sistemas de tratamiento pasivo para el tratamiento de drenaje ácido de mina. (Hedin, 2003)

Los pantanos naturales se caracterizan por suelos saturados de agua o de sedimentos con apoyo de una vegetación adaptada a condiciones de reducción en su rizosfera. Los pantanos artificiales son hechos por el hombre los ecosistemas que imitan a sus homólogos naturales. A menudo, consisten en excavaciones poco profundas llenas de una tierra inundada, el suelo y materia orgánica para utilizar las plantas de los pantanos, como *Typha*, *Juncus* y *Scirpus* sp. El tratamiento depende de las interacciones dinámicas biogeoquímicos como el agua contaminada que viaja a través del pantano artificial. SAPS combina conceptos de tratamiento tanto de los pantanos y de duración limitada. El agua oxigenada es pre-tratados por la eliminación de materia orgánica,  $O_2$  y  $Fe^{+3}$ , y luego el agua fluye a través de un ALD anóxica en la base del sistema. En su etapa actual de desarrollo, los sistemas

pasivos de manera fiable a cabo como una solución permanente única para muchos tipos de drenaje ácido de mina y con un coste mucho más bajo que el tratamiento activo. En relación con el tratamiento químico, los sistemas pasivos requieren tiempos de retención más largos y mayor espacio, proporcionan la eficiencia del tratamiento menos seguros, y están sujetas a fallas en el largo plazo. Sin embargo, muchos sistemas pasivos se han dado cuenta exitosa realización a corto plazo en el campo y han reducido sustancialmente los costos de tratamiento de agua en muchos sitios mineros (Faulkner y Skousen 1994). La investigación actual trata de comprender la compleja dinámica química y los mecanismos biológicos que ocurren dentro de los sistemas pasivos y que son responsables del tratamiento del drenaje ácido de mina.

#### **4.1.1 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. 6) 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. En general los pantanos aerobios pueden tratar aguas con alcalinidad neta, los

drenajes anóxicos calizos tratan aguas con bajo contenido en Al,  $\text{Fe}^{3+}$  y oxígeno disuelto, y los pantanos anaerobios (balsas orgánicas) y SAPS pueden tratar aguas con acidez neta y elevadas concentraciones de Al,  $\text{Fe}^{3+}$  y oxígeno disuelto. Los drenajes de mina tipificados como netamente alcalinos se tratan directamente en un pantano aerobio al no ser necesario incrementar su alcalinidad. Las aguas netamente ácidas con oxígeno disuelto alto ( $>5$  mg/l) y contenido en  $\text{Fe}^{3+}$  y Al superiores a 1 mg/l se tratan directamente en una balsa orgánica o en un SAPS seguido de un pantano aerobio. Las aguas netamente ácidas con oxígeno disuelto por debajo de 2 mg/l, bajos contenidos de  $\text{Fe}^{3+}$  y Al ( $< 1$  mg/l) y con cantidades de  $\text{Fe}^{3+}$  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 pantano 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  $\text{Fe}^{3+}$  es un 10-25% sobre el total, la acidez neta para  $\text{Fe}^{3+}$  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 pantano aerobio. Si el test con caliza predice agua netamente alcalina se tratarían las aguas como en el párrafo anterior.

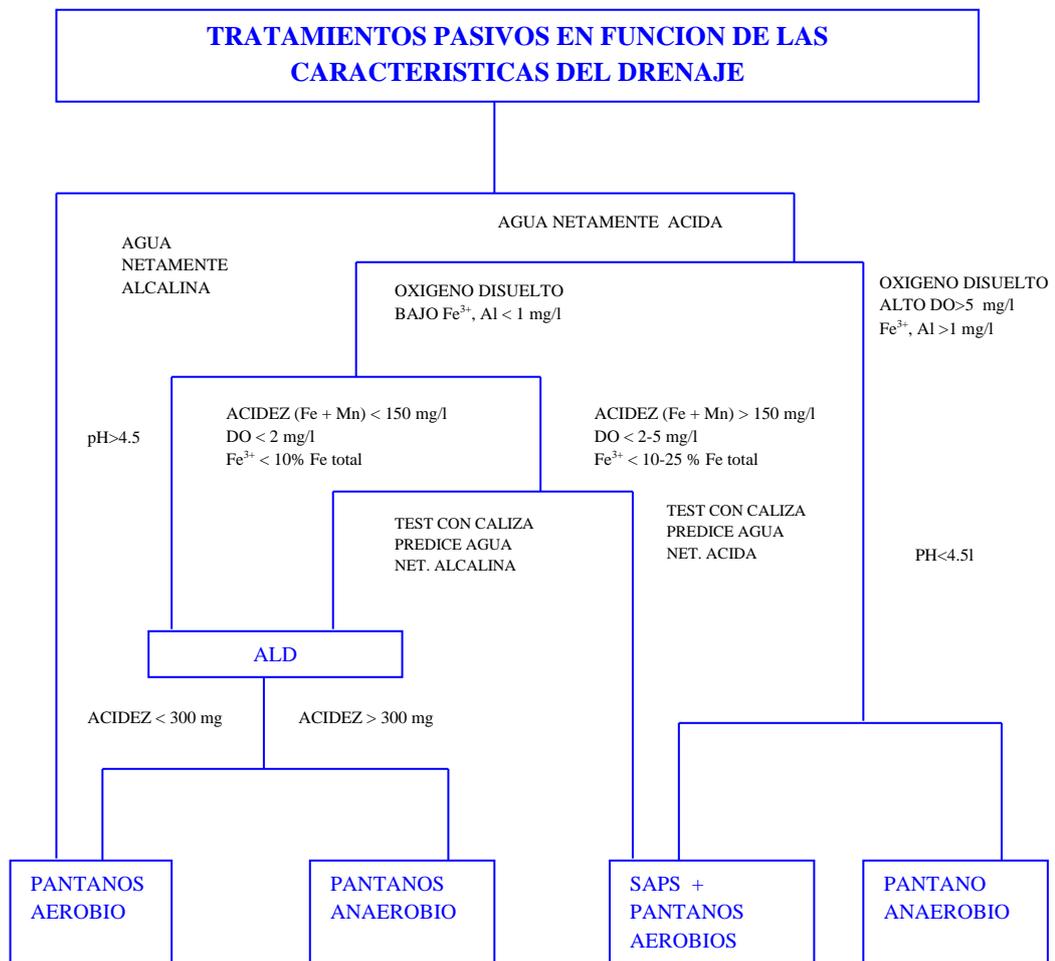


Figura N° 4.2. Selección del tipo de tratamiento en función de las características del agua (Mills, 2004)

**CAPITULO V**  
**PANTANOS AEROBIOS**

**5.1 Pantanos Aerobios.**

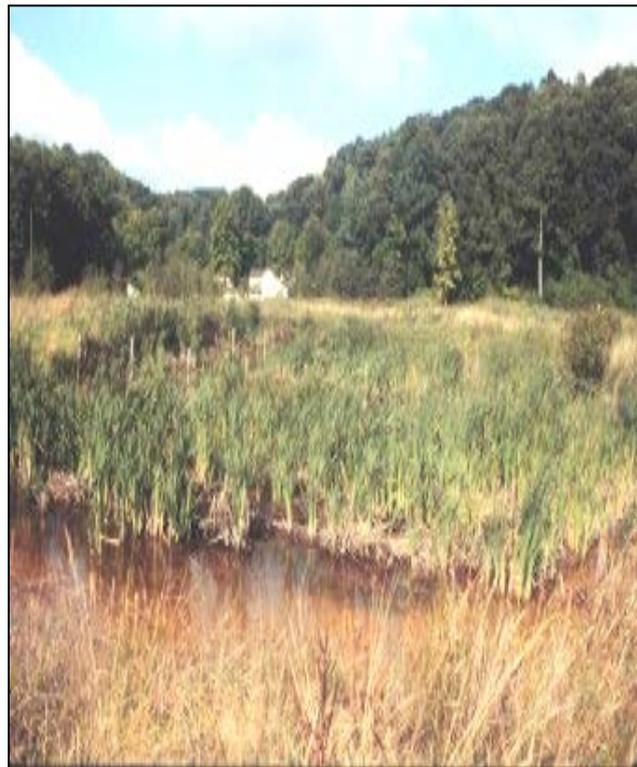


Figura N°5.1 Pantano aerobio (Brix, 1993 y USEPA, 2000)

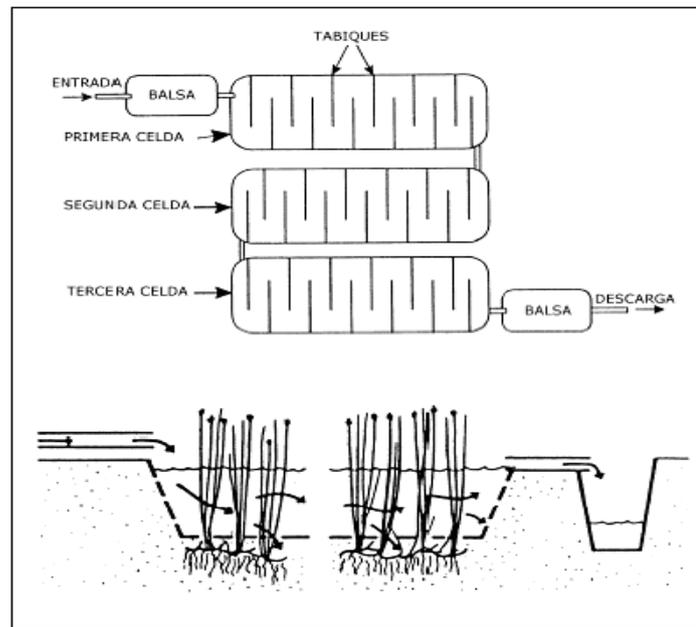


Figura N° 5.2. Disposición de las celdas en un pantano aerobio y circulación del agua en su interior (Brix, 1993 y USEPA, 2000)

En los pantanos aerobios artificiales se pretende reproducir los fenómenos y procesos de los pantanos naturales (pantanos, marismas, turberas, etc.), creando un ambiente propicio para el desarrollo de ciertas plantas (*Tipha*, *Equisetum*, 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). Estos pantanos 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 pantano 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). El substrato oxigenado del pantano 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 pantano, transformando en el caso del hierro el  $\text{Fe}^{2+}$  a  $\text{Fe}^{3+}$ , 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 (Figura N° 5.2). 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.

Entre los numerosos procesos que se dan en un pantano aerobio se tienen 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, además de la precipitación de óxidos e hidróxidos metálicos a través de reacciones de oxidación e hidrólisis (Eger, 1994). La generación de iones  $\text{H}^+$  en la hidrólisis de los metales explica la necesaria alcalinidad neta que han de presentar las aguas a tratar si se quiere evitar un descenso del pH y la consiguiente movilización de los hidróxidos ya formados.

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); a pH superior a 5 existen otras bacterias capaces de oxidar al  $\text{Fe}^{2+}$ . 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). No obstante si el pH del afluente es inferior a 3, el pantano como sistema de tratamiento podría dejar de funcionar (USDI, 1990).

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  $\text{Fe}^{2+}$ , 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 pantano, una vez que todo el Fe esté precipitado (Skousen et al., 1998). En estos pantanos 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 pantanos horizontal

y superficial. Esta reacción, como se verá más adelante, es la que se intenta potenciar en los pantanos anaerobios o balsas orgánicas. La disminución del sulfato en este tipo de pantanos puede estar relacionada por su coprecipitación con los oxihidróxidos de Fe, como ponen de manifiesto Hedin y Nairn (1993), determinando una relación  $SO_4/Fe$  de 0,11 en los oxihidróxidos precipitados en pantanos 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), detectando que lo que en la literatura técnica se viene considerando como “hidróxido amorfo de hierro” es un oxihidróxido rico en sulfato.

Los pantanos 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.

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. Para favorecer la oxigenación del agua y la eficiencia en el tratamiento se diseñan sistemas que incluyan cascadas (Figura N° 5.2). 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 pantano.

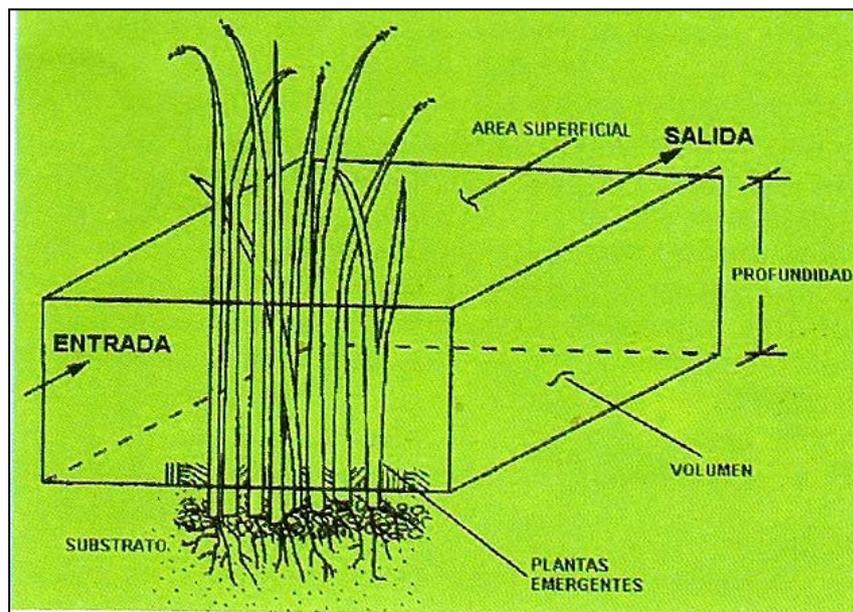


Figura N° 5.3 Variables de diseño de un Pantano

(Cristina MORENO, 2007)

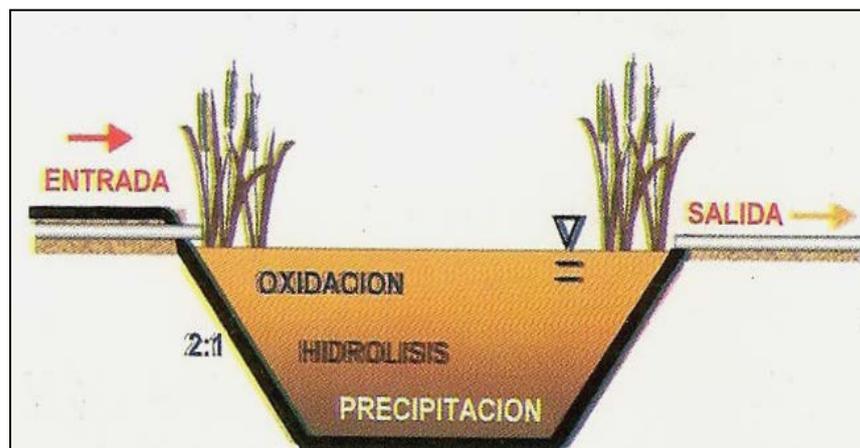


Figura N° 5.4 Principales procesos en un pantano aerobio.

(Cristina MORENO, 2007)

### **5.1.1 Plantas Para El Pantano Aerobio.**

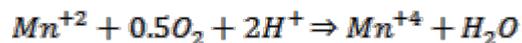
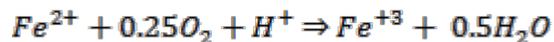
La densidad de plantas (Typha) en un pantano suele ser de 10 plantas / m<sup>2</sup>, para mantener esta población es conveniente añadir fertilizantes en el pantano ya que las aguas de mina no llevan los nutrientes necesarios. En estos dispositivos se pueden tratar aguas con pH>4,5 al requerir poco incremento de su alcalinidad.

El crecimiento natural de algas en los pantanos favorece la bioacumulación de metales pesados, especialmente Fe y Mn que son utilizados como macronutrientes.

Entre los numerosos procesos que se dan en un pantano aerobio, tenemos: la oxidación de metales, precipitación y coprecipitación, además de la filtración de la materia en suspensión, la adsorción de metales e intercambio iónico en los metales del sustrato, la bioacumulación de metales en las raíces y partes emergentes de las plantas.

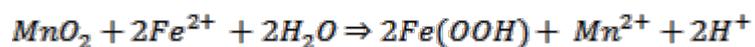
### **5.1.2 Reacciones Químicas.**

Las bacterias presentes en la columna de agua, sustrato y rizósfera (zona de raíces) pueden catalizar la oxidación de metales, particularmente la oxidación del Fe<sup>2+</sup> a Fe<sup>3+</sup> y en menor medida el Mn, según las siguientes reacciones:

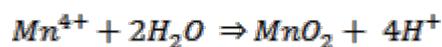
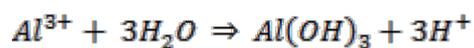
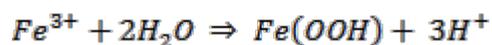
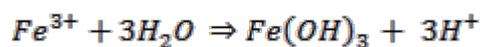


Aunque la cinética de remoción de hierro y manganeso en los pantanos es diferente, en la práctica se ha comprobado que la remoción de Mn se paraliza cuando la concentración de  $Fe^{2+}$  es mayor a 1 mg/l. Esto se atribuye a la reducción y resolubilidad de los óxidos de Mn por el Fe ferroso,

Según la siguiente reacción:



En los pantanos aerobios las reacciones de oxidación son los mecanismos dominantes en la remoción de metales, que precipitan como óxidos, hidróxidos y oxihidroxidos debido a la hidrólisis de  $Fe^{3+}$ ,  $Al^{3+}$  y  $Mn^{4+}$  principalmente, aunque estas reacciones también generan acidez si no existe suficiente alcalinidad en el medio para contrarrestarlo.



Uno de los principales procesos de atenuación en el pantano es la oxidación bacteriana del hierro ferroso ( $\text{Fe}^{2+}$ ) que consume acidez y forma compuestos férricos ( $\text{Fe}^{3+}$ ) en medios ácidos como las schwertmanita a pH 3,5 a 4,5 y la ferrihidrita a pH 3 a 4, que al precipitar remueven importantes cantidades de Fe del agua y por sorción también eliminan As del medio. En el caso del  $\text{Fe}^{2+}$  (Fe reducido) no precipita a pH inferiores a 6,5 esto es importante ya que en el tratamiento de aguas ácidas con estos pantanos pocas veces se supera el pH 6,5.

La eliminación de acidez mineral del agua incrementa el pH y fomenta la formación de minerales de Al (pH 4,5 a 5) como hydrobasaluminita y aluminita, que precipitan y eliminan elementos trazas como Zn, Pb, Cd, Cu, Ni y otros mediante coprecipitación y adsorción.

### **5.1.3 Dimensionamiento Del Pantano Aerobio.**

En el dimensionado de un pantano aerobio hay que considerar la carga metálica (q) que lleva el agua de mina, que es determinada en función del caudal a tratar (Q) y las concentraciones de Fe y Mn (Cm), mediante la siguiente expresión:

$q \text{ (g/día)} = Q \text{ (l/min)} \times C_m \text{ (mg/l)} \times (1\text{g}/10^3\text{mg}) (1440 \text{ min}/1\text{día})$ , que se consigue en estos dispositivos:

Eliminación de hierro (eFe) = 10 a 20 g/m<sup>2</sup>.día

Eliminación de manganeso (eMn) = 0,5 a 1,0 g/m<sup>2</sup>.día

Para eliminar el Mn se necesita una superficie mucho mayor que para eliminar el Fe, ya que la velocidad de oxidación e hidrólisis del Mn es de entre 20 y 40 veces mas lenta que la del Fe. Además, la eliminación de estos dos metales en los pantanos se produce de forma secuencial y no simultanea, si el pantano se construye con el objetivo de eliminar Fe y Mn, para que sea efectiva su superficie total, ésta debe ser igual a la suma de las superficies parciales necesarias para eliminar cada uno de ellos:

$$\text{superficie}(m^2) = (gFe/dia) / (eFe) + (gMn/dia) / (eMn)$$

Adicional al diseño del pantano es recomendable que el agua a tratar tenga un pretratamiento en una balsa de sedimentación en donde se eliminarán las partículas sólidas, en el dimensionamiento de esta balsa se tendrá en cuenta la velocidad de sedimentación y su capacidad debe albergar los máximos caudales de recurrencia o disponer de un canal de desviación para eventos de avenidas. Esta disposición permite homogenizar el flujo y mantener un caudal constante en la alimentación del pantano.

Del mismo modo a la salida y para separar los sólidos formados durante el tratamiento se requiere de una balsa de precipitación – decantación y, requiere de una balsa de precipitación – decantación y según su calidad y los requerimientos de la normativa medioambiental, el agua que se obtiene puede

recircularse al sistema, pasar a otra etapa de tratamiento o incluso puede ser vertida directamente en un cauce de aguas limpias.

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 pantano; 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 pantanos 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.

#### **5.1.4 Rendimiento De Un Pantano.**

Actualmente se vienen empleado diferentes métodos para expresar el rendimiento de los pantanos 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). Como se indica en este trabajo, tradicionalmente se ha venido utilizando la reducción porcentual de la concentración del contaminante a la salida del pantano 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 pantano.

Para evitar esta limitación otros autores prefieren expresar el rendimiento del pantano como la cantidad de contaminante que se retiene por unidad de superficie en un tiempo dado (p. ej.: g/m<sup>2</sup> día). Esta medida denominada “eliminación por área” (área adjusted removal) relaciona la concentración, caudal y superficie del pantano y tiene la ventaja de dar información directa para dimensionar el pantano. Se han venido efectuando diversas modificaciones sobre esta medida por distintos autores.

Para medir el rendimiento de un pantano Hedin Y Nairn (1993) después de hacer el seguimiento durante un periodo de 10 años en 11 pantanos aerobios que trataban drenaje ácido de una mina de carbón en Pennsylvania, consideran que es necesario tener en cuenta posibles diluciones en el sistema. Establecen un factor de dilución (DF) como el cociente  $Mg_{out} / Mg_{in}$ ; eligen este elemento por ser el más conservativo química y biológicamente en el sistema. La reducción de la concentración del Fe corregida por efectos de dilución vendría dada por  $Fe = Fe_{in} - (Fe_{out}/DF)$ , y el rendimiento del pantano expresado como gramos de Fe retenidos por metro cuadrado y día, se calcula mediante la siguiente expresión:

$$Fe = Fe_{in} - \left( \frac{Fe_{out}}{DF} \right)$$

$$Fe_{rem} = \frac{(Fe \times Q_{in} \times 1,44)}{A}$$

Donde:

$Fe_{rem}$  = Rendimiento del pantano (g/m<sup>2</sup>día)

A = Área del pantano (m<sup>2</sup>)

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

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

### 5.1.5 Ejemplo 1.

Como caso aplicativo, vamos a calcular la carga diaria de entrada en el pantano, para tratar un agua de mina cuyo caudal es 10 l / min y sus concentraciones de Fe y Mn son: Fe = 40 mg/l y Mn = 8mg/l, reemplazando datos, tenemos:

$$Carga Fe = 10l/min \times 40mg/l \times (1g/10^3mg)(1440min/dia) = 576g Fe/dia$$

$$Carga Mn = 10l/min \times 8mg/l \times (1g/10^3mg)(1440min/dia) = 11,52g Mn/dia$$

El área que debe tener el pantano aerobio para los datos anteriores es:

$$\text{Superficie (m}^2\text{)} = \frac{576 \text{ g Fe/día}}{10 \text{ m}^2/\text{g/día}} + \frac{115,2 \text{ g Mn/día}}{0,5 \text{ m}^2/\text{g/día}} = 288$$

Para calcular el rendimiento de un pantano aerobio de 3000 m<sup>2</sup> en el que trata 20 l/ min de agua de mina, cuyos datos en la entrada y salida del pantano son los siguientes:

Tabla N° 5.1 Metales en la entrada y salida de un pantano aerobio  
(ADUVIRE, 2007)

	Entrada	Salida
Mg	125	105
Fe	250	20
Mn	20	15

Primero se calcula la dilución tomando como elemento de referencia el magnesio:

$$DF = \frac{Mg_{out}}{Mg_{in}} = \frac{105 \text{ mg/l}}{125 \text{ mg/l}} = 0,84$$

Ajustamos las concentraciones de Fe y Mn en función del factor de dilución y las concentraciones de entradas y salida del pantano:

$$\Delta Fe_{DA} = \frac{(Fe_{in} - Fe_{out})}{DF}$$

$$\Delta Fe_{DA} = \frac{(250 \text{ mg/l} - 20 \text{ mg/l})}{0.84} = 226 \text{ mg/l Fe}$$

$$\Delta Mn_{DA} = \frac{(20 \text{ mg/l} - 15 \text{ mg/l})}{0.84} = 2 \text{ mg/l Mn}$$

Luego, calculamos el rendimiento del pantano teniendo en cuenta su superficie y el caudal tratado:

$$Fe_{ren} = \frac{\Delta Fe_{DA} \times Q_{in} \times 1.44}{Area \text{ Pantano}} = g/m^2 / día$$

$$Fe_{ren} = \frac{226 \text{ mg/l} \times 201 / \text{min} \times (1 \text{ g} / 10^3 \text{ mg})(1440 \text{ min/día})}{3000 \text{ m}^2} = 2,2 \text{ g Fe/m}^2 / día$$

$$Mn_{ren} = \frac{2 \text{ mg/l} \times 201 / \text{min} \times (1 \text{ g} / 10^3 \text{ mg})(1440 \text{ min/día})}{3000 \text{ m}^2} = 0,02 \text{ g Fe/m}^2 / día$$

En casos prácticos se han obtenido costos unitarios de construcción de pantanos aerobios van desde 10 hasta 30\$ / m<sup>2</sup>.

## CAPITULO VI

### PANTANOS ANAEROBIOS

#### 6.1 Pantanos Anaerobios.

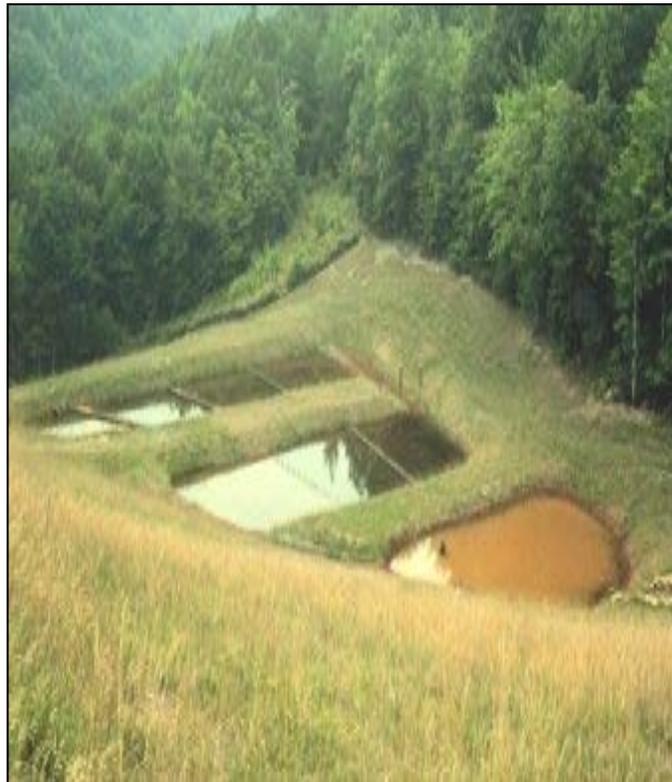


Figura N° 6.1 Pantanos Anaerobios (Brix, 1993 y USEPA, 2000)

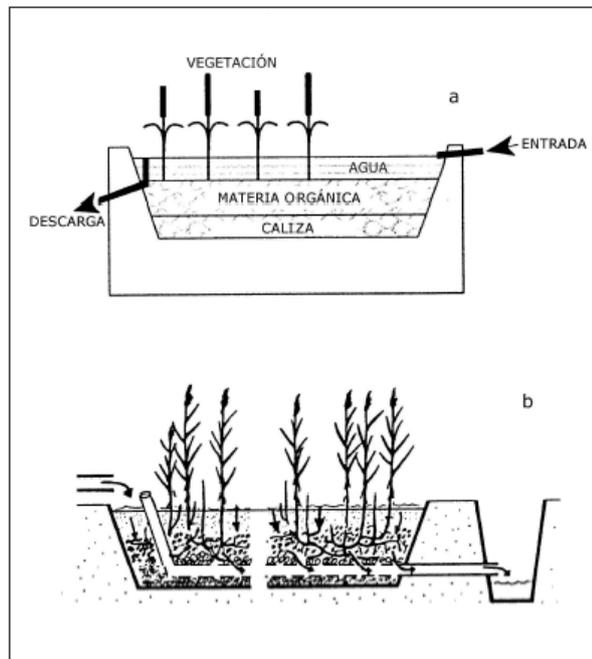


Figura N° 6.2 Pantano anaerobio de flujo horizontal (a) y vertical (b)

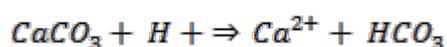
(Brix, 1993 y USEPA, 2000)

En los pantanos anaerobios, para favorecer las condiciones anóxicas que se requieren para su correcto funcionamiento, la altura de la lámina de agua ha de superar los 30 cm. Esta lámina cubre un substrato permeable de un espesor de 30-60 cm formado mayoritariamente por material orgánico (70-90% de estiércol, compost, turba, heno, serrín, etc.), que está entremezclado o bien dispuesto sobre una capa de caliza. La finalidad del substrato orgánico es eliminar el oxígeno disuelto, reducir el  $\text{Fe}^{3+}$  a  $\text{Fe}^{2+}$ , y generar alcalinidad mediante procesos químicos o con intervención de microorganismos. Sobre el conjunto de este substrato se desarrolla la vegetación emergente característica de los pantanos, la cual ayuda a estabilizar el substrato 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 ( $\text{CH}_2\text{O}$ ) y el sulfato disuelto en el agua intersticial como fuente de energía para su metabolismo.

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), debido a su capacidad de controlar el microambiente que les rodea. Watzlaf (1997b) en ensayos en laboratorio con columnas ha observado una disminución de la alcalinidad debida a la reducción del sulfato cuando el pH en el sustrato 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 sustrato, 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 ( $\text{OH}^-$  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 ( $\text{Fe}^{2+}$ ), 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  $\text{Fe}^{2+}$  y otros cationes metálicos pueden ser inmovilizados como sulfuros en el ambiente reductor del substrato orgánico.

Los pantanos 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 ( $> 5 \text{ mg/l}$ ),  $\text{Fe}^{3+}$  y  $\text{Al}^{3+}$  (Hedin y Nairn, 1993; Skousen et al., 1994).

Dependiendo de la forma de circulación del agua en el pantano 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.

El drenaje presenta un  $\text{pH} < 3$  y contenidos de 119, 19, y 3.132 mg/l, de Fe, Mn y  $\text{SO}_4^{2-}$  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  $\text{SO}_4^{2-}$  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 pantanos, lo que parece estar relacionado con una disminución en su capacidad para contrarrestar la acidez entrante. Hamilton et al. (1997) dimensionan 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  $\text{m}^3$  de substrato (0,3 moles por  $\text{m}^3$  según sus estimaciones). Este  $\text{H}_2\text{S}$  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  $\text{pH}$  6-8, rango óptimo para las bacterias, un determinado volumen de influente en un tiempo dado (estimado en su caso en  $20 \text{ m}^2 \text{ min/l}$ ). 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.

Estos sistemas operan en permanente inundación, el agua fluye por gravedad a través de un substrato orgánico y otro de material alcalino, el incremento del  $\text{pH}$  hasta niveles cercanos al neutro se debe a la alcalinidad de los carbonatos que se generan

en el sistema a partir de la reducción anaeróbica del sulfato y la disolución de la caliza ( $\text{CaCO}_3$ ). Para favorecer las condiciones anóxicas que se requieren para su correcto funcionamiento, la altura de la lámina cubre un substrato permeable de un espesor de 30-60 cm 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 pantanos anaeróbicos al generar alcalinidad admiten drenaje de mina con un  $\text{pH} < 4.5$  y el ambiente reductor que impera en el substrato hace admisibles influentes con significativas concentraciones de  $\text{Fe}^{3+}$  y  $\text{Al}^{3+}$  y oxígeno disuelto ( $> 5 \text{ mg/l}$ ).

La finalidad del substrato orgánico es eliminar el oxígeno disuelto en el agua, reducir el  $\text{Fe}^{3+}$  a  $\text{Fe}^{2+}$ , y generar alcalinidad mediante procesos químicos o con intervención de microorganismos sulfato reductores, la materia orgánica es un 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 pantano.

Sobre el substrato orgánico del pantano se desarrolla la vegetación emergente de alta productividad para reponer la materia orgánica consumida. Las plantas aportan estabilidad al substrato, además de ayudar a precipitar y filtrar elementos en suspensión, también transfieren oxígeno a través de sus raíces a la zona anaerobia del

substrato (rizósfera) para oxidar metales tóxicos como el Pb que precipitan dentro del substrato y evitar su adsorción por las plantas. La actividad bacteriana también desarrolla procesos de nitrificación/denitrificación indispensables para la vida de las plantas características de los pantanos.

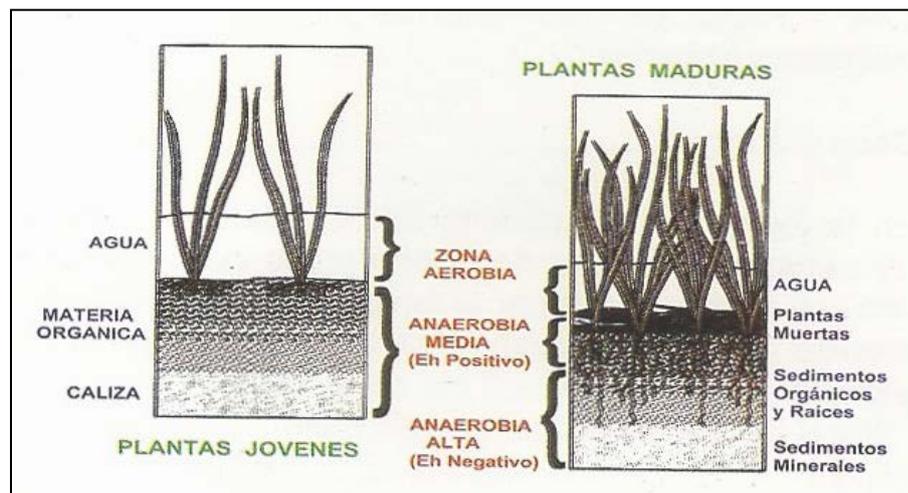


Figura N° 6.3. Disposición de substratos en un pantano anaerobio. ( Skousen, 2000)

La altura de la lámina del agua es importante para mantener las condiciones anaerobias y facilitar la formación de hábitat de las bacterias sulfato-reductoras dentro del pantano.

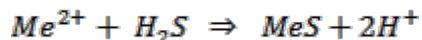
El disponer de una capa de material (caliza triturada) que aporte alcalinidad al sistema en la base del substrato, ayuda a neutralizar las aguas (subir el pH) en la última fase de su tratamiento en el pantano.

Las principales bacterias anaerobias sulfato reductoras son *Desulfomaculum* (Gram-positiva) y *Desulfovibrio*, que son capaces de utilizar como fuente de energía para su metabolismo las reacciones que se producen en materia orgánica del substrato ( $\text{CH}_2\text{O}$ ) y el sulfato disuelto en el agua intersticial. En los pantanos anaerobios también existen otras bacterias como *Desulfomicrobium*, *Desulfobulbus*, *desulfobacter*, *Desulfobacterium*, *desulfococcus*, *Desulfosarcina* y *Desulfoarculus*, cuyas temperaturas óptimas de crecimiento están entre 20 a 40°C y el pH mayor a 5,5.

Las bacterias sulfato reductoras tiene la habilidad de eliminar metales como Fe, Zn, Cu otros, neutralizar las aguas y reducir las concentraciones de sulfato. El aluminio no es removido por precipitación pero puede ser eliminado por biosorción mediante la acumulación de estos iones en las bacterias o por adsorción en la superficie de las mismas.

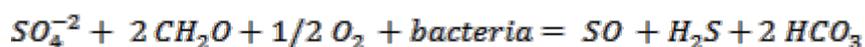
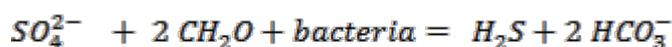
### **6.1.1 Reacciones Químicas.**

La reducción biológica del sulfato (SBR) consume acidez ( $\text{H}^+$ ) y reduce el sulfato a sulfuro metálico insoluble como parte de la actividad metabólica de las bacterias, la precipitación de estos sulfuros remueven metales del agua dando como resultado la neutralización del medio, tal como se observa en las siguientes reacciones:



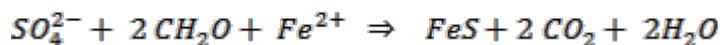
Donde, el  $\text{CH}_2\text{O}$  representa la fuente de carbono (materia orgánica) y  $\text{Me}^{2+}$  corresponde a los cationes disueltos (metal divalente) en los drenajes de mina.

Como resultado neto de estas dos reacciones se producen 2 moles de bicarbonato y 1 mol de acidez, lo que hace aumentar la alcalinidad de la solución y en algunos casos producir un efecto tampón. El sulfuro de hidrógeno reacciona rápidamente con los metales disueltos (Zn, Cu, Ni, Cd, Fe, Pb, Hg) que terminan precipitando en forma de sulfuros metálicos relativamente insolubles, en menor medida también se produce la co-precipitación de los mismos. Adicionalmente también se produce la reducción de As, Sb y Mo al formar sulfuros minerales complejos, así como la sorción del Zn y Cu en la capa de materia orgánica del pantano. Esta reducción bacteriana del sulfato genera ácido sulfhídrico, o azufre elemental, y alcalinidad mediante las siguientes reacciones (donde  $\text{CH}_2\text{O}$  es la representación genérica de la materia orgánica) (Skousen et al., 1998; Hedin, 1997; Walton-Day, 1999)

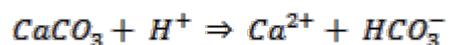


La cinética de la reducción del sulfato se ha comprobado que está fuertemente ligada a la temperatura, disminuyendo en los meses más fríos, lo que provoca un menor rendimiento del sistema en período invernal (Wieder, 1993; Gammons et al., 2000).

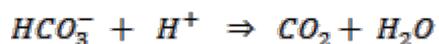
En el proceso de reducción bacteriana del sulfato en ambiente anóxico también se reduce la acidez mineral potencial anóxico también se reduce la acidez mineral potencial debida al hierro y otros metales al precipitar como sulfuros.



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

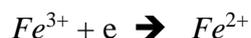


El bicarbonato generado por la disolución de la caliza y/o la reducción bacteriana del sulfato neutraliza la acidez patróica dentro del pantano mediante la siguiente reacción.

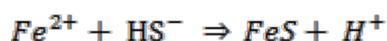


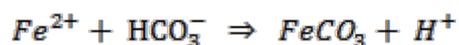
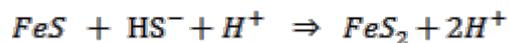
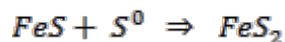
La remoción de metales en pantanos anaerobios se debe a una combinación de procesos físicos, químicos y biológicos que incluyen la dilución, dispersión, oxidación / reducción, precipitación/ co-precipitación, adsorción e intercambio iónico, que tiene lugar entre los sedimentos en suspensión y el sustrato del pantano en donde conviven microorganismos, algas y la vegetación. De estos procesos, la precipitación de óxidos, hidróxidos u oxihidrilos metálicos es la responsable de remover metales de la columna de agua y los incorpora y acumula en los sedimentos del pantano. La mayoría de estos oxihidróxidos tienen baja solubilidad a pH 6 y 10, pero, la redisolución de los metales contenidos en los precipitados esta controlada por el contenido de oxígeno disuelto y el potencial redox.

En la interface agua/sustrato de la capa materia orgánica y bajo condiciones anóxicas, también se puede producir la disolución del  $Fe^{3+}$ , así como de los hidróxidos y oxihidroxidos precipitados, que pueden ser reducidos a  $Fe^{2+}$  mediante las siguientes reacciones:



Además, en pantanos anaerobios el Fe ferroso ( $Fe^{2+}$ ) puede precipitar como sulfuro metálico o como carbonato:





En cuanto al intercambio iónico dentro del pantano, existe cierta preferencia en la adsorción de cationes metálicos respecto a los cationes no-metálicos como Na y Ca. El intercambio iónico y la adsorción que ocurren en el substrato y/o en la interface agua/substrato, son promovidos fundamentalmente por la materia orgánica y las arcillas y se constituyen como otro mecanismo principal de remoción de metales.

Un pantano anaerobio construido debe proporcionar dos condiciones primordiales: uno, suministrar fuentes de carbono y energía para las bacterias en forma de materia orgánica proveniente de la descomposición de las plantas y del substrato orgánico y, otro, promover procesos de fitoremediación mediante la adsorción de metales a través de la superficie de las raíces de las plantas.

### 6.1.2 Diseño.

En el diseño de los pantanos anaerobios se tiene en cuenta la acidez total de los AMD, en donde se incluye la acidez debida a los protones libres ( $H^+$ ) representada por el pH, mas la acidez potencial ligada a la hidrólisis del Fe y Al principalmente (acidez mineral). El conocimiento de la variación estacional de la acidez juega un papel importante en el dimensionado del pantano, a fin de mantener su operatividad frente a fluctuaciones de caudal y la variación interanual de los contenidos de acidez tanto en periodos de lluvia como en épocas de sequia .

En el diseño de un pantano anaerobio (balsa orgánica), desde el punto de vista, se considera la carga diaria de acidez ( $q$ ) que pasará por el pantano y la eliminación de acidez por unidad de superficie y día ( $eAc$ ) en estos dispositivos:

$$Q \text{ (gAcidez/día)} = 1,44 \times Q \times C_{\text{acidez}}$$

$$\text{Eliminación de acidez (eAc)} = 3,5 \text{ a } 8 \text{ g/m}^2 \cdot \text{día.}$$

$$\text{Superficie (m}^2\text{)} = (\text{gAcidez/día}) / (\text{eAc})$$

La disolución y el rendimiento de los pantanos anaerobios se pueden calcular de forma similar al de los pantanos aerobios. Para medir el rendimiento se considera un factor de disolución (DF) como el cociente  $Mg_{\text{out}} / Mg_{\text{in}}$ , se elige

el magnesio (Mg) por ser el elemento más conservativo química y biológicamente en el sistema. La reducción de la concentración de acidez corregida por efectos de dilución vendría dada por  $Acidez = Acidez_{in} - (Acidez_{out}/DF)$ , y el rendimiento del pantano expresado como gramos de acidez retenidos por metro cuadrado y día, se calcula mediante la siguiente expresión:

$$Acidez_{rem} = (Acidez \times Q_{in} \times 1,44)/A$$

Donde:

$Acidez_{rem}$  = Rendimiento del pantano ( $g/m^2$ día)

A = Área del pantano ( $m^2$ )

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

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

En el diseño de este tipo de pantanos 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).

El caudal efectivo que discurre a través del pantano 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 pantano vendría expresado entonces por la siguiente ecuación (Crites et al., 1997):

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

Donde:

V = Volumen de agua en el pantano

t = Tiempo de retención

Q<sub>i</sub> = Caudal de entrada

P = Precipitación

E<sub>s</sub> = Escorrentía

Q<sub>s</sub> = Caudal de salida

E = Evaporación

E<sub>t</sub> = Evapotranspiración

I<sub>f</sub> = Infiltración.

Si el régimen de flujo en el pantano 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:

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

Donde:

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

$K_s$  = Conductividad hidráulica

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

$A$  = Área transversal del pantano ( $m^2$ ).

En el diseño de un pantano, 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. Entre los principales parámetros a tener en cuenta en el diseño de un pantano anaerobio está la composición del substrato. Wieder (1993) ha comparado el rendimiento de cinco pantanos anaerobios con substratos diferentes, recibiendo el drenaje ácido de una mina de carbón de Greenville (Kentucky, EEUU).

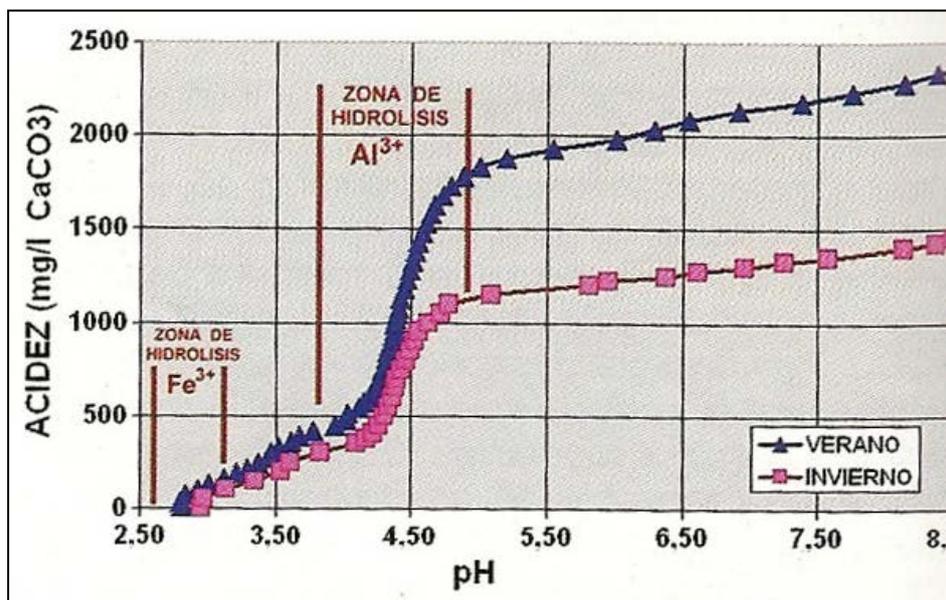


Figura N° 6.4. Variación temporal de las curvas de acidez de un drenaje de mina.

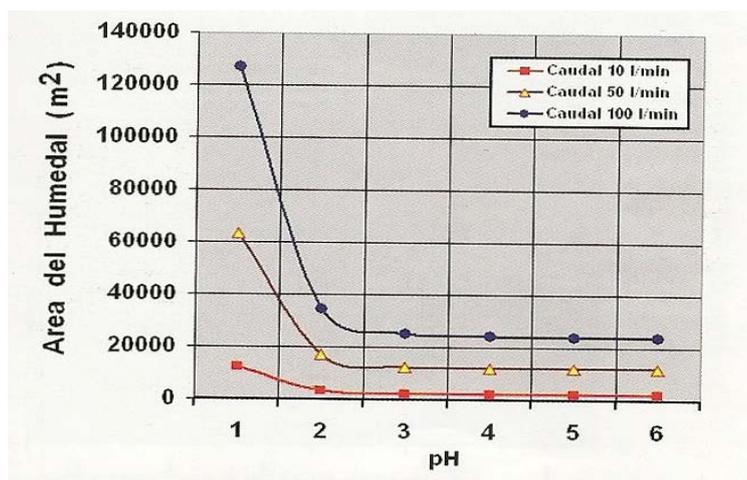


Figura N° 6.5. Rango de pH para determinar el área óptima de un pantano en función al caudal y acidez metálica. (Skousen, 2000)

### **6.1.3 Ejemplo 1.**

En la Figura N° 6.5 se presenta una simulación realizada utilizando las formulas de diseño antes indicadas, con ellas se puede determinar el tamaño límite eficiente del área del pantano en función al pH para distintos caudales a tratar. En este caso se ha considerado una acidez mineral de 1170 mg/l como dato base; para tratar un caudal de 10l/min se requiere un pantano de 2700 m<sup>2</sup> y el pH debe ser siempre superior a 2,5, para valores de pH inferior el área requerido seria muy grande, lo que introduciría un nuevo impacto en el entorno con la ocupación de terrenos y el tratamiento seria inviable. Lo mismo sucede con los caudales de 50 y 100 l/min, para lograr tratamientos eficientes y de bajo costo, las áreas no debe superar los 12940 y 25080 m<sup>2</sup> y los valores de pH deben ser mayores a 2,25 y 3 respectivamente.

### **6.1.4 Ejemplo 2.**

En las figuras N° 6.6 y 6.7 se presenta gráficamente los resultados que se han obtenido al estudiar 9 pantanos anaeróbicos que están en operación desde hace 4 a 10 años, tratan aguas con pH de 2,5 a 6,5 y acidez de 0 a 1400mg/l. De la relación entre caudal, costo de construcción, área y remoción de acidez, se deduce que se consigue mejores eficiencias en pantanos con áreas inferiores a 2000 m<sup>2</sup>, al aumentar el tamaño del pantano se incrementa el caudal a tratar y el costo de construcción, pero, la eliminación de acidez no

crece en la misma medida, lo que de alguna forma puede crecer en la misma medida, lo que de alguna forma puede indicar el tamaño óptimo que debería tener estos dispositivos (recomendable no exceder de los 3000m<sup>2</sup>).

Cuando se requieran dispositivos de tratamiento de mayor superficie por exigencia del caudal y los contenidos de acidez, se puede diseñar un sistema con varios pantanos anaerobios conectados en paralelo para reducir las áreas efectivas de tratamiento, o proponer un tratamiento combinado con otros dispositivos.

El costo medio unitario de construcción de pantanos anaerobios obtenido es de 14 \$/m<sup>2</sup>, otros autores al hacer el seguimiento a otros casos prácticos han estimado este costo e función a volumen en 500 a 570\$/m<sup>3</sup>.

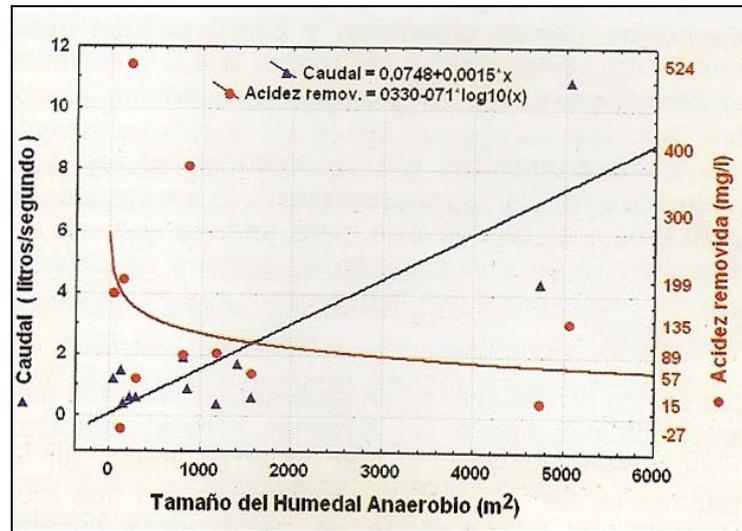


Figura N° 6.6. Relación entre tamaño, caudal y acidez removida en pantanos anaerobios. (Skousen, 2000)

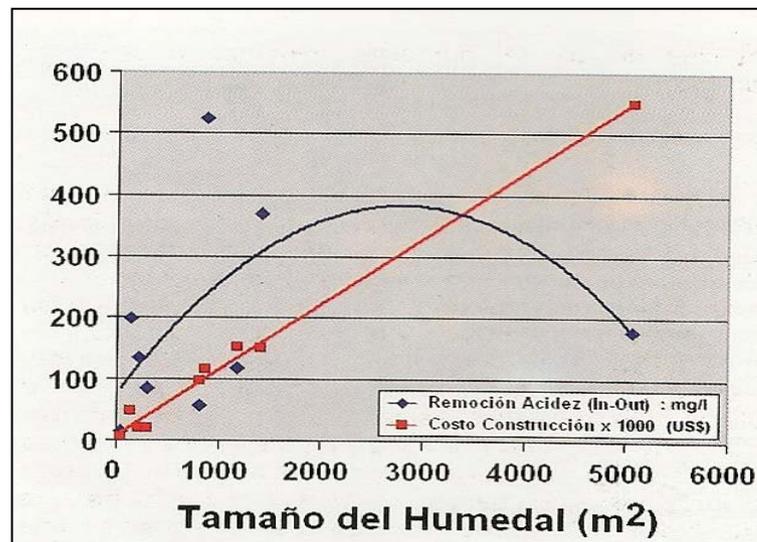


Figura N° 6.7. Correlación entre costo de construcción y tamaño de pantano Anaerobio (Skousen, 2000)

## **CAPITULO VII**

### **SISTEMA DE PRODUCCION SUCESIVA DE ALCALINIDAD.**

#### **7.1 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 pantanos anaerobios y la precipitación de los hidróxidos de Fe y Al en los sistemas ALD. Un SAPS (o pantano 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 (Figura N° 7.1). 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  $\text{Fe}^{3+}$  en  $\text{Fe}^{2+}$ , evitándose la precipitación del hidróxido de  $\text{Fe}^{3+}$  sobre la capa de caliza (Skousenet al., 1998; USEPA, 2000). Los SAPS se han diseñado para tratar aguas netamente ácidas con concentraciones de  $\text{Fe}^{3+}$  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.

### **7.1.1 Diseño.**

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 pantanos 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  $\text{CaCO}_3$  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 pantano aerobio (Watzlaf y Hyman, 1995).

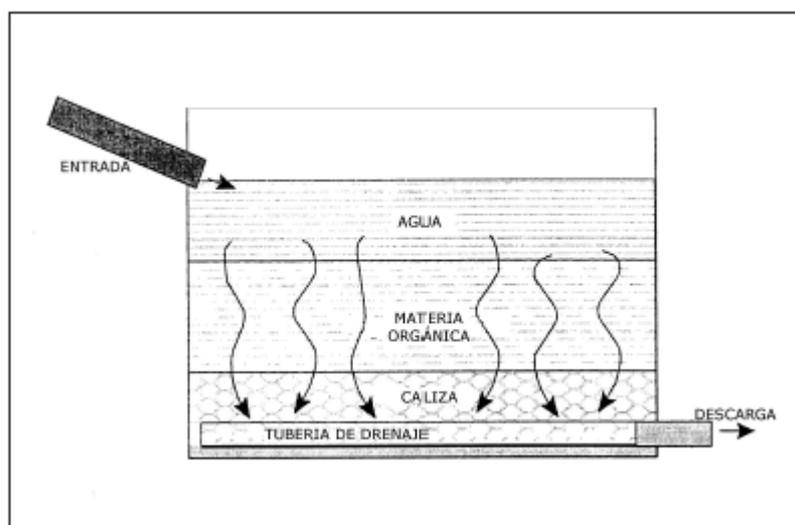
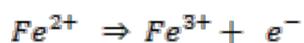
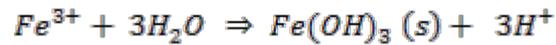
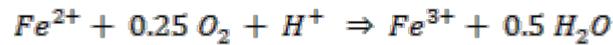
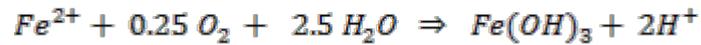


Figura N° 7.1. Esquema de la disposición de los substratos y dirección del flujo de agua en un SAPS (USEPA, 2000)

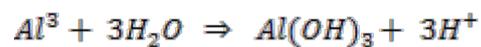
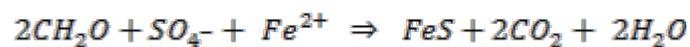
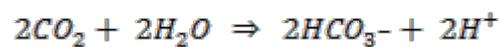
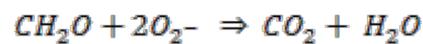
### 7.1.2 Reacciones Químicas.

Capa de agua

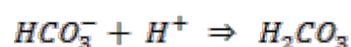
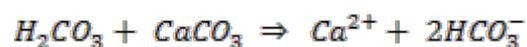
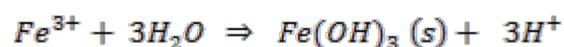




Capa de material orgánica



Capa de Caliza



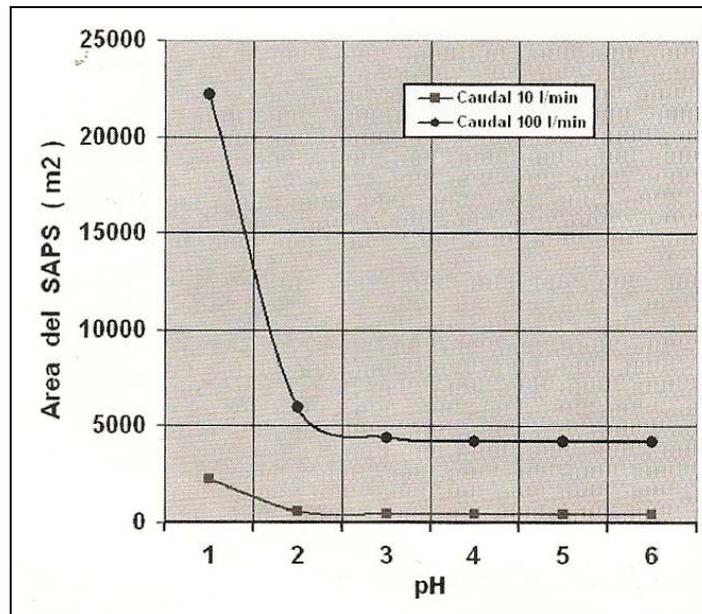


Figura N° 7.2. Rango de pH para determinar el área óptima de un pantano en función al caudal y acidez metálica. (Hugo ADUVIRE, 2007)

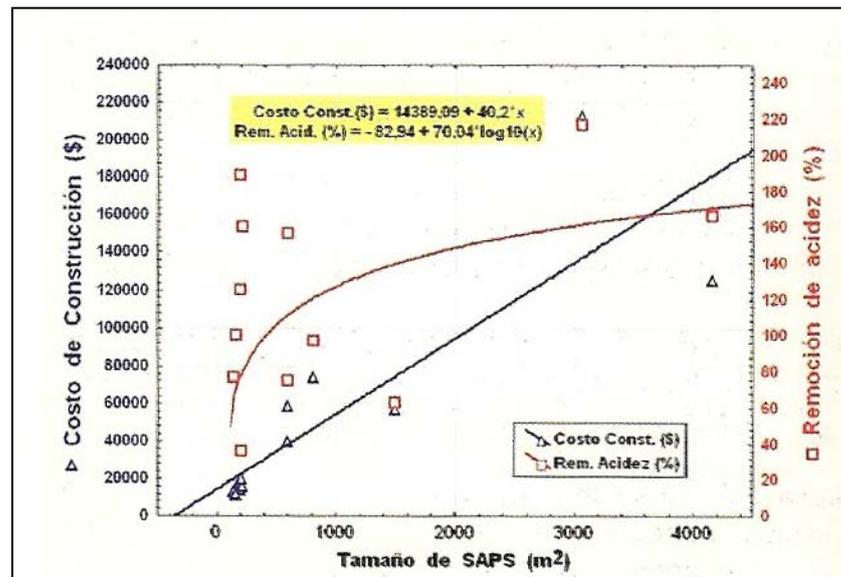


Figura N° 7.3. Correlación entre tamaño y costo de construcción en SAPS.

(Hugo ADUVIRE, 2007)

### **7.1.3 Ejemplo 1.**

En la figura N° 7.2 se presenta una simulación realizada utilizando las fórmulas de diseño antes indicadas, con ellas se puede determinar el tamaño límite eficiente del área del SAPS en función al pH para distintos caudales a tratar. En este caso se ha considerado una acidez mineral de 1170 mg/l como dato base; para tratar un caudal de 10 l/min se requiere a 2.5 para aguas con valores de pH inferiores e área requerida se incrementa bastante. Lo mismo sucede con el caudal 100 l/min, para lograr un tratamiento eficiente y de bajo costo, el área del SAPS debe ser de 4780 m<sup>2</sup> y el pH del agua a tratar mayor a 2.75.

### **7.1.4 Ejemplo 2.**

En la figura N° 7.3 se muestra la correlación obtenida en 16 SAPS contruidos para durar 20 años, en los que se están tratando aguas con pH de 2,8 a 5,8 y contenidos de acidez de 18 a 850mg/l. Los SAPS vienen operando desde hace 1 a 3 años, las mayores eficiencias de eliminación de acidez se consigue con áreas inferiores a 3500 m<sup>2</sup> y el costo de construcción medio es de 76\$ / m<sup>2</sup>

## CONCLUSIONES

- Requieren una gran área comparada con los sistemas activos, sin embargo, consumen menos energía y menos reactivos.
- Requieren menos atención operacional y mantención. Para los drenajes ácidos en zonas mineras abandonadas, los sistemas pasivos se revelan como los tratamientos ideales, por sus bajos costes de construcción, operación y mantenimiento, en comparación con los sistemas convencionales.
- Los pantanos artificiales tienen su origen en la observación de lagunas naturales que recibían AMD, las cuales transformaban el agua contaminada en agua limpia.
- Se basan en la degradación natural que se produce en los suelos pantanosos se tiene condiciones aeróbicas en la superficie y lentamente se van dando las condiciones anaeróbicas que permiten el desarrollo de las bacterias sulfato reductoras.
- Como sustrato en estos pantanos se pueden utilizar productos orgánicos naturales de bajo costo y residuos tale como compost, estiércol de caballo y vaca, heno, turba, viruta de madera y polvo de aserraderos.

## BIBLIOGRAFIA

- 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. P 304-320
- Rodríguez, L. (eds.), 2008 Investigación, Gestión y Recuperación de Acuíferos Contaminados. Grafistaff, Madrid, 35-46.
- Hedin, R. 2003. Passive mine water treatment en the Eastern United States. P. 300-303.
- Mills, A.L.2004. The role of bacteria in environmental geochemistry. P 125-132.
- Skousen, J., Rose, A., Geidel, G., Foreman, J., Evans, R. y Hellier, W.2000. Handbook of technologies for avoidance and remediation of acid mine drainage. P 105-123.
- Sobolewski, A. 1996. Metal species indicate the potential of constructed wetlands for long-term treatment of mine drainage. P. 259-271.

- Stark, L. y Williams, F.2002. Assessing the performance indices and design parameters of treatment wetlands for H, Fe and Mn retention P. 433-444.
- Wildeman, T., Dietz, J., Gusek, J., Morea, S. y Bates, E. 1993. Handbook for constructed wetlands receiving acid mine dranaige. P.495-523.
- Nordstrom, D.K. y Alpers, C.N. 1999. Geochemistry of acid mine waters. P.133-156.