

ALTERNATIVAS POTENCIALES DEL BIOTRATAMIENTO DE AGUAS ACIDAS EN EL CIERRE DE OPERACIONES MINERAS: AEROBIO O ANAEBORIO

^{1,2} Osvaldo ADUVIRE

1. Profesor de la Sección Minas de la Pontificia Universidad Católica del Perú (PUCP).
2. Doctor Ing. de Minas. Consultor Principal del Area de Geoambiente. SRK Consulting Peru

RESUMEN

Una vez que las instalaciones mineras llegan al final de su ciclo productivo es difícil mantener el tratamiento de las aguas ácidas por métodos clásicos (con adición de sustancias alcalinas y consumo de energía) debido a su elevado costo de tratamiento, por lo que existe la necesidad de buscar la remediación de estas aguas a través del empleo de tecnologías limpias y económicas que incluyen plantas y microorganismos (tecnologías emergentes) a fin de reducir o eliminar el riesgo de contaminación ambiental del medio físico circundante.

Los drenajes que se generan en instalaciones mineras abandonadas o al final de la vida operativa de una mina, pueden constituir importantes fuentes de contaminación y generar una serie de alteraciones medioambientales, como: cambio de la calidad de las aguas superficiales y subterráneas, perturbación de habitats y ecosistemas acuáticos, entre otros.

En este trabajo se describirá la filosofía del funcionamiento de los Humedales (wetlands) Aerobios o Anaerobios y la metodología para el dimensionado de un sistema de tratamiento pasivo mediante humedales. Esta tecnología aporta posibilidades para inmovilizar los metales en formas *no-biodisponibles*, utilizando dispositivos diseñados para este fin y convertir los iones metálicos tóxicos a formas químicas más inocuas y estables.

También se identificará con mayor detalle los parámetros más determinantes en el diseño y dimensionado de dispositivos de tratamiento pasivo, como: las características del agua, el área o superficie, la geometría del dispositivo, la profundidad de las celdas, el tiempo de retención hidráulica y la composición de los substratos. Para lograr un funcionamiento eficaz del sistema de tratamiento, se suele utilizar una combinación de distintos dispositivos de tratamiento, dispuestos en forma secuencial, incluyendo unidades de pre-tratamiento, tratamiento y post-tratamiento

Palabras claves: Tratamiento pasivo, aguas ácidas, biotratamiento, aeróbico, anaeróbico.

ABSTRACT

Once mining facilities reach the end of their productive cycle, it becomes difficult to maintain the treatment of acid waters using conventional methods (with the addition of alkaline substances and energy consumption) due to the high treatment costs. Therefore, there is a need to seek remediation of these waters through the use of clean and low-cost technologies that include plants and microorganisms (emerging technologies), in order to reduce or eliminate the risk of environmental contamination of the surrounding physical environment.

The drainage generated in abandoned mining facilities or at the end of a mine's operational life can constitute significant sources of contamination and cause a series of environmental impacts, such as changes in the quality of surface and groundwater, disturbance of aquatic habitats and ecosystems, among others.

This work describes the operating principles of aerobic and anaerobic wetlands and the methodology for sizing a passive treatment system using wetlands. This technology provides opportunities to immobilize metals in non-bioavailable forms using devices designed for this purpose, and to convert toxic metal ions into more benign and stable chemical forms.

The most critical parameters for the design and sizing of passive treatment systems will also be identified in greater detail, including water characteristics, area or surface, system geometry, cell depth, hydraulic retention time, and substrate composition. To achieve effective operation of the treatment system, a combination of different treatment units is typically used, arranged sequentially and including pre-treatment, treatment, and post-treatment stages.

Keywords: Passive treatment, acid waters, biotreatment, aerobic, anaerobic.

INTRODUCCIÓN.

En la actualidad para la etapa de cierre y abandono de instalaciones mineras se están experimentando una serie de dispositivos de tipo pasivo para el tratamiento de los efluentes residuales, tanto de base química (abiótica) como de base biológica, algunos aplicados a flujos superficiales como los humedales aerobios, los humedales anaerobios o balsas orgánicas, los drenajes anóxicos calizos (ALD, *Anoxic Limestone Drains*), los canales óxicos calizos (OLC, *Open Limestone Drains*), las balsas o estanques calizos (LP, *Limestone Ponds*), los sistemas sucesivos de producción de alcalinidad (SAPS, *Successive Alkalinity Producing Systems*); y otros para flujos sub-superficiales como las barreras reactivas permeables (PRB, *Permeable Reactive Barriers*). Además, para grandes cuerpos de agua como los lagos mineros se están experimentando con éxito bioprocesos anaerobios. En el presente estudio para escenarios de cierre de minas se van a evaluar la posibilidad de emplear dispositivos de base biológica como los humedales anaerobios y aerobios.

Considerando que los sistemas pasivos tienen mayor eficacia en el tratamiento de pequeños caudales, como los que se generan en minas abandonadas o cerradas, por lo que, es necesario realizar primero la estabilización física y química de las estructuras mineras, seguido de los trabajos de sellado y rehabilitación para minimizar las descargas de efluentes. Una vez recogido los drenajes residuales y antes de elegir el sistema de tratamiento se procede a su caracterización geoquímica (pH, oxígeno disuelto, conductividad, contenido de metales y otros), además de poner especial atención a las condiciones hídricas y climáticas del lugar.

Dispositivos Aerobios o Anaerobios.

Una vez que se llega al final de la vida de una instalación minera, se procede al cierre y cuando existen efluentes residuales que tratar, a menudo se surge la interrogante de que sistema de tratamiento debo elegir, una de las alternativas a esta interrogante puede ser la aplicación de dispositivos de biotratamiento que emplean plantas y microorganismos, que pueden funcionar en condiciones anóxicas u oxigenadas y su elección depende de las características hidrogeoquímicas del efluente a tratar.

En general estos dispositivos de tratamiento pasivo son conocidos como Humedales o Wetlands, que se basan en procesos físicos, químicos y biológicos que ayudan a cambiar las condiciones de Eh y pH de las aguas ácidas, de forma que se favorezca la formación

de especies insolubles que precipiten como oxihidróxidos metálicos. Por lo general, en estos sistemas, se recurre al uso de material alcalino para neutralizar la acidez, así como al empleo de vegetación y/o microorganismos. En el caso de las bacterias catalizan las reacciones y aceleran los procesos que forman precipitados de baja solubilidad.



Foto 1. Wetland experimental para tratar aguas ácidas de mina.

En los Humedales están implicados diversos procesos mediados por plantas y microorganismos que catalizan las reacciones de oxidación e hidrólisis (Fig. 1), además de la reducción bacteriana del sulfato. Para ello, generalmente se recurre al empleo combinado de sustratos orgánicos y de materiales alcalinos. En el caso de los humedales (wetlands) además se incluyen plantas de rápido crecimiento y adaptadas a vivir en medios ácidos.

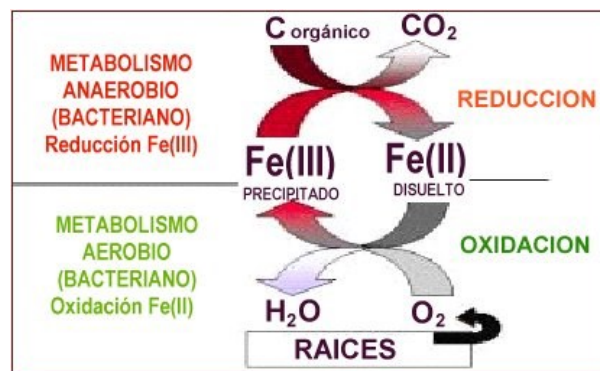


Figura 1. Procesos de oxidación-reducción inducidos por la actividad bacteriana y las plantas en humedales.

A). Humedales aerobios.

Estos dispositivos ocupan una gran superficie y tienen una somera lámina de agua, para favorecer el contacto entre el agua contaminada y el aire atmosférico, además emplean plantas acuáticas (*Tipha*, *Equisetum*, carrizo, juncos, etc.), que liberan oxígeno por sus raíces y rizomas (Fig. 2). Para que la

vegetación emergente actúe de este modo el espesor de la lámina de agua no debe superar los 30 cm. El sustrato oxigenado del humedal propicia la formación de un hábitat para que se desarrollen ciertas colonias de bacterias que actúan como catalizadoras en la reacción de oxidación de los contaminantes presentes en el humedal, transformando en el caso del hierro el Fe^{2+} a Fe^{3+} , el cual finalmente precipita en forma de hidróxido.

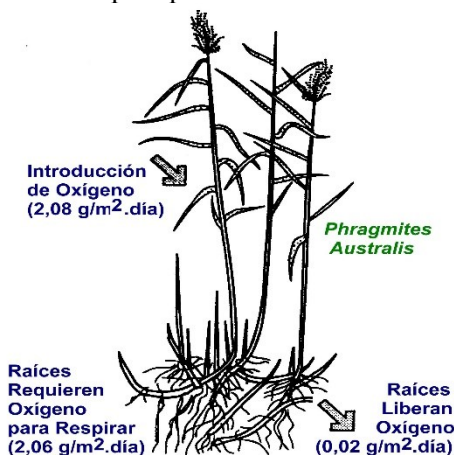


Figura 2. Plantas hidrófilas empleadas en los humedales.

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 mejorar la eficiencia en el tratamiento se diseñan sistemas que incluyan cascadas, lechos serpenteantes y balsas de grandes superficies con poca profundidad que albergan plantas hidrófitas que cubren entre el 40 a 60 % de la superficie del humedal.

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

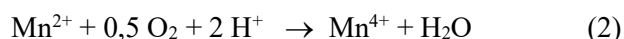
El crecimiento natural de algas en los humedales favorece la bioacumulación de metales pesados, especialmente Fe y Mn que son utilizados como macronutrientes.

Entre los numerosos procesos que se dan en un humedal aerobio, tenemos: la oxidación de metales (Fig. 3), precipitación y coprecipitación, además de la filtración de la materia en suspensión, la adsorción de metales e intercambio iónico en los materiales del sustrato, la bioacumulación de metales en las raíces y partes emergentes de las plantas.

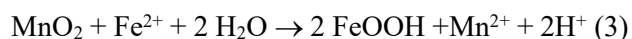


Figura 3. Principales procesos en un humedal aerobio.

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



Aunque la cinética de remoción de hierro y manganeso en los humedales 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 humedales aerobios las reacciones de oxidación son los mecanismos dominantes en la remoción de metales, que precipitan como óxidos, hidróxidos y oxihidróxidos 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 humedal es la oxidación bacteriana del hierro ferroso (Fe^{2+}) que consume acidez y forma compuestos férricos (Fe^{3+}) en medios ácidos como la 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.

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.

Diseño de Humedales Aerobios.

En el dimensionado de un humedal 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 (C_m), mediante la siguiente expresión:

$$q \text{ (g/día)} = 1,44 \times Q \times C_m \quad (4)$$

La superficie mínima del humedal (Fig. 4), se estima en función a la eliminación de hierro y manganeso por unidad de superficie y día, que se consigue en estos dispositivos:

Eliminación de hierro (e_{Fe}) = 10 a 20 g/m².día

Eliminación de manganeso (e_{Mn}) = 0,5 a 1,0 g/m².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 más lenta que la del Fe. Además, la eliminación de estos dos metales en los humedales se produce de forma secuencial y no simultánea, si el humedal 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:

$$\text{Superficie (m}^2\text{)} = (q \text{ Fe/día}) / (e_{Fe}) + (q \text{ Mn/día}) / (e_{Mn})$$

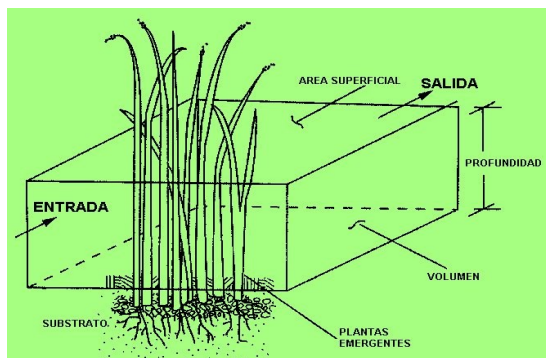


Figura 4. Variables de diseño de un humedal.

Como caso aplicativo, vamos a calcular la carga diaria de entrada en el humedal, 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:

$$\text{Carga Fe} = 10 \text{ l/min} \times 40 \text{ mg/l} \times \left(\frac{1 \text{ g}}{10^3 \text{ mg}} \right) \left(\frac{1440 \text{ min}}{1 \text{ día}} \right) = 576 \text{ g Fe/día}$$

$$\text{Carga Mn} = 10 \text{ l/min} \times 8 \text{ mg/l} \times \left(\frac{1 \text{ g}}{10^3 \text{ mg}} \right) \left(\frac{1440 \text{ min}}{1 \text{ día}} \right) = 115,2 \text{ g Mn/día}$$

El área que debe tener el humedal 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 medir el rendimiento de un humedal Hedin y Nairn (1993) después de hacer el seguimiento durante un período de 10 años en 11 humedales aerobios que trataban drenajes ácidos 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 $\Delta Fe = Fe_{in} - (Fe_{out}/DF)$, y el rendimiento del humedal expresado como gramos de Fe retenidos por metro cuadrado y día, se calcula mediante la siguiente expresión:

$$Fe_{rem} = (\Delta Fe \times Q_{in} \times 1,44) / A \quad (5)$$

donde:

Fe_{rem} = Rendimiento del humedal (g/m².día)

A = Área del humedal (m²)

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

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

Para calcular el rendimiento de un humedal aerobio de 3000 m² en el que trata 20 l/min de un agua de mina, cuyos datos en la entrada y salida del humedal son los siguientes:

	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 entrada y salida del humedal:

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

$$\Delta Fe_{DA} = 250 \text{ mg/l} - \frac{20 \text{ mg/l}}{0,84} = 226 \text{ mg/l Fe}$$

$$\Delta Mn_{DA} = 20 \text{ mg/l} - \frac{15 \text{ mg/l}}{0,84} = 2 \text{ mg/l Mn}$$

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

$$Fe_{rem} = \frac{\Delta Fe_{DA} \times Q_{in} \times 1,44}{Area Humedal} = g/m^2/día$$

$$Fe_{rem} = \frac{226 \text{ mg/l} \times 20 \text{ l/min}}{3000 \text{ m}^2} \times \left(\frac{1 \text{ g}}{10^3 \text{ mg}} \right) \left(\frac{1440 \text{ min}}{1 \text{ día}} \right) = 2,2 \text{ g Fe/m}^2/día$$

$$Mn_{rem} = \frac{2 \text{ mg/l} \times 20 \text{ l/min}}{3000 \text{ m}^2} \times \left(\frac{1 \text{ g}}{10^3 \text{ mg}} \right) \left(\frac{1440 \text{ min}}{1 \text{ día}} \right) = 0,02 \text{ g Mn/m}^2/día$$

En casos prácticos se han obtenido costos unitarios de construcción de humedales aerobios que van desde 10 hasta 30 \$/m².

B). Humedales anaerobios o balsas orgánicas.

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 pH hasta niveles cercanos al neutro se debe a la alcalinidad de los bicarbonatos que se generan en el sistema a partir de la reducción anaerobia del sulfato y la disolución de la caliza (CaCO₃). 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, aserrín, etc.), que está dispuesto sobre una capa de caliza cuya disolución aporta alcalinidad al agua.

Los humedales anaerobios al generar alcalinidad admiten drenajes de mina con un pH<4,5 y el ambiente reductor que impera en el substrato hace admisibles influentes con significativas concentraciones de Fe³⁺ y Al³⁺ y oxígeno disuelto (>5 mg/l).

La finalidad del substrato orgánico es eliminar el oxígeno disuelto en el agua, reducir el Fe³⁺ a Fe²⁺, y generar alcalinidad mediante procesos químicos o con intervención de microorganismos sulfato reductores. La materia orgánica es una importante fuente de energía para el metabolismo microbiano y el principal elemento en la reducción del sulfato. La tasa de consumo de materia orgánica se renueva con el aporte que genera la descomposición de las hojas secas y plantas muertas en el humedal.

Sobre el substrato orgánico del humedal 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/desnitrificación indispensables para la vida de las plantas característica de los humedales.

La altura de la lámina de agua es importante para mantener las condiciones anaerobias y facilitar la formación de hábitat de las bacterias sulfato-reductoras dentro del humedal (Fig. 5).

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 humedal

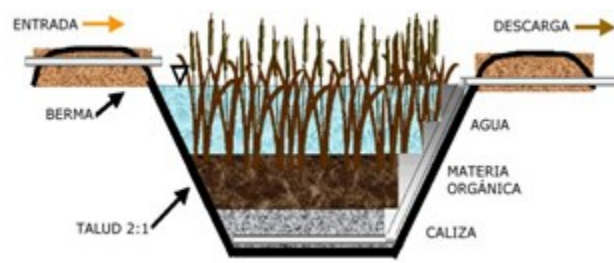
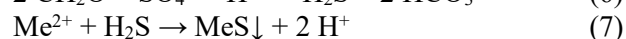
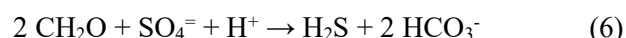


Figura 5. Disposición de substratos en un humedal anaerobio.

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 la materia orgánica del substrato (CH₂O) y el sulfato disuelto en el agua intersticial. En los humedales anaerobios también existen otras bacterias como *Desulfomicrobium*, *Desulfobulbus*, *Desulfobacter*, *Desulfobacterium*, *Desulfococcus*, *Desulfosarcina*, *Desulfomonile*, *Desulfonema*, *Desulfobotulus* y *Desulfoarculus*, cuyas temperaturas óptimas de crecimiento están entre 20 a 40°C y a pH mayor a 5,5.

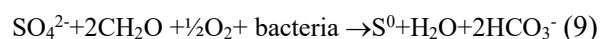
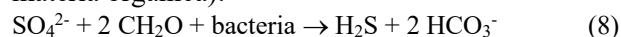
Las bacterias sulfato reductoras tiene la habilidad de eliminar metales como Fe, Zn, Cu y otros, neutralizar las aguas y reducir las concentraciones de sulfato. El Aluminio no es removido por precipitación pero puede ser eliminado por biosorción mediante la acumulación de estos iones en las bacterias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

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

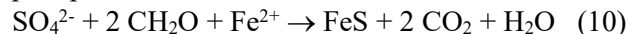


Donde, el CH_2O representa la fuente de carbono (materia orgánica) y Me^{2+} corresponde a los cationes disueltos (metal divalente) en los drenajes de mina. Como resultado neto de estas dos reacciones se producen 2 moles de bicarbonato y 1 mol de acidez, lo que hace aumentar la alcalinidad de la solución y en algunos casos produce 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 humedal.

Por otro lado, la reducción bacteriana del sulfato genera alcalinidad mediante las siguientes reacciones (donde CH_2O es la representación genérica de la materia orgánica):



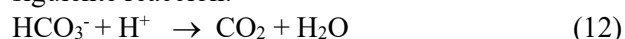
En el proceso de reducción bacteriana del sulfato en ambiente anóxico también se reduce la acidez mineral potencial debida al hierro y otros metales al precipitar como sulfuros.



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



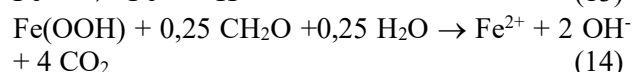
El bicarbonato generado por la disolución de la caliza y/o la reducción bacteriana del sulfato neutraliza la acidez protónica dentro del humedal mediante la siguiente reacción:



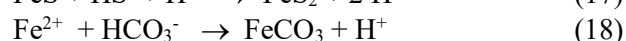
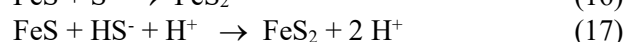
La remoción de metales en humedales anaerobios se debe a una combinación de procesos físicos, químicos y biológicos que incluyen la dilución, dispersión, oxidación/reducción, precipitación/co-precipitación, adsorción e intercambio iónico, que tienen lugar entre los sedimentos en suspensión y el sustrato del humedal en donde conviven microorganismos, algas y la vegetación. De estos procesos, la precipitación de óxidos, hidróxidos u oxihidróxidos metálicos es la responsable de remover metales de la columna de agua y los incorpora y acumula en los sedimentos del humedal. 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 de materia orgánica y bajo condiciones anóxicas, también se puede producir la disolución del Fe^{3+} , así como de los hidróxidos y oxihidróxidos precipitados, que pueden ser reducidos a Fe^{2+} mediante las siguientes reacciones:



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



En cuanto al intercambio iónico dentro del humedal, 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 sustrato y/o en la interface agua/sustrato, son promovidos fundamentalmente por la materia orgánica y las arcillas, por tanto, el intercambio iónico y la adsorción se constituyen como otros mecanismos principales de remoción de metales.

En menor medida la remoción de metales en humedales anaerobios, también se puede producir mediante complejos mecanismos de quelación entre iones metálicos y la materia orgánica, así como por bioacumulación por bacterias, algas y plantas, además de adsorción e intercambio iónico. Algunos microorganismos y algas tienen la habilidad de tomar metales y lo incorporan en su estructura celular. En cuanto a las plantas más empleadas destacan la *Typha* y el *Sphagnum*, que tienen alta tolerancia a vivir en medios ácidos, aunque son algo ineficaces en la acumulación de metales, en el caso del *Sphagnum* la acumulación de Fe a niveles tóxicos les puede causar la muerte.

Diseño de Humedales Anaerobios.

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

$$q \text{ (g Acidez/día)} = 1,44 \times Q \times C_{\text{acidez}} \quad (19)$$

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

$$\text{Superficie (m}^2\text{)} = (\text{g Acidez/día}) / (\text{eAc}) \quad (20)$$

La dilución y el rendimiento de los humedales anaerobios se pueden calcular de forma similar al de los humedales aerobios. Del mismo modo para medir el rendimiento se considera un factor de dilución (DF) como el cociente de entrada y salida del contenido de magnesio (Mg) por ser el elemento de menor movilidad en el humedal. La reducción de la concentración de acidez corregida por efectos de dilución vendría dada por $\Delta \text{Acidez} = \text{Acidez}_{in} - (\text{Acidez}_{out}/\text{DF})$, y el rendimiento del humedal expresado como gramos de acidez retenidos por metro cuadrado y día, se calcula mediante la siguiente expresión:

$$\text{Acidez}_{rem} = (\Delta \text{Acidez} \times Q_{in} \times 1,44) / A \quad (21)$$

donde:

Acidez_{rem} = Rendimiento del humedal (g/m²día)

A = Área del humedal (m²)

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

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

Como ejemplo, vamos a estimar el área de un humedal anaerobio que tratará un drenaje de mina de 10 l/min y una acidez de 50 mg/l.

$$\text{Carga Acidez} = 10 \text{ l/min} \times 50 \text{ mg/l} \times \left(\frac{1 \text{ g}}{10 \text{ mg}} \right) \left(\frac{1440 \text{ min}}{1 \text{ día}} \right) = 720 \text{ g / día}$$

$$\text{Superficie (m}^2\text{)} = \frac{\text{Acidez g/día}}{7 \text{ m}^2/\text{g/día}} = \frac{720 \text{ g Acid./día}}{7 \text{ m}^2/\text{g/día}} = 102,9$$

La dilución y el rendimiento se pueden calcular de forma similar al de los humedales aerobios. Como ejemplo vamos a asumir que se están tratando 20 l/min de agua ácida en un humedal de 3000 m², los contenidos de acidez en la entrada y salida son 75 y 25 mg/l respectivamente y los del Mg 125 y 105 mg/l.

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

$$\Delta \text{Acidez}_{DA} = 75 \text{ mg/l} - \frac{25 \text{ mg/l}}{0,84} = 45 \text{ mg/l Acidez}$$

$$\text{Acidez}_{rem} = \frac{45 \text{ mg/l} \times 20 \text{ l/min}}{3000 \text{ m}^2} \times \left(\frac{1 \text{ g}}{10^3 \text{ mg}} \right) \left(\frac{1440 \text{ min}}{1 \text{ día}} \right) = 0,4 \text{ g acid./m}^2/\text{día}$$

Cuando se requieran dispositivos de tratamiento de mayor superficie por exigencias del caudal y los contenidos de acidez, se puede diseñar un sistema con varios humedales 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 humedales anaerobios obtenido es de 140 \$/m², otros autores al hacer el seguimiento a otros casos prácticos han estimado este costo en función a volumen en 500 a 570 \$/m³.

CONCLUSIONES.

En la práctica existe cierto solapamiento de los rangos de aplicación de cada dispositivo de tratamiento pasivo, generalmente se requiere el empleo combinado de dos o más dispositivos para tratar un determinado efluente. Por el poco mantenimiento requerido en su funcionamiento, estos dispositivos son adecuados para la etapa del cierre de las instalaciones mineras.

En general los humedales aerobios pueden tratar aguas con alcalinidad neta o pH mayor a 4,5 y elevados contenidos de oxígeno, y en su diseño se tiene en cuenta las concentraciones de Fe y Mn e el agua; en cambio los humedales anaerobios (balsas orgánicas) pueden tratar aguas con acidez neta o pH menor a 4,5 y elevadas concentraciones de Al, Fe³⁺ y oxígeno disuelto, y su diseño esta en función a la acidez del agua a tratar.

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

Cuando los drenajes que proceden de las instalaciones mineras tienen grandes caudales, conviene realizar primero la estabilización física de las estructuras, seguido de los trabajos de sellado y restauración para minimizar las descargas de efluentes y hacerlas aptas para su tratamiento en sistemas pasivos.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.

1. Aduvire, O. 2006. Drenaje Acido de Mina: Generación y Tratamiento. Madrid: Instituto Geológico y Minero de España. Edición IGME. Código: SID-63187. Publicación Electrónica 136pp.
2. Aduvire, O. y Aduvire, H. 2005. Aguas ácidas de mina: caracterización, mineralogía y microbiología. Revista INGEOPRES 141. Madrid (España). 52-62.
3. Aduvire, O., Escribano, M., García-Bermudez, P., López-Jimeno, C., Mataix, C. y Vaquero, I. 2006. Manual de construcción y restauración de

- escombreras. U. D. Proyectos (ETSIM-UPM). 633pp. ISBN: 84-96140-20-2.
4. Barley, R., Hutton, C., Brown, M., Cusworth, J. y Hamilton, T. 2005. Trends in biomass and metal sequestration associated with reeds and algae at Wheal Jane Bioremediation pilot passive treatment. *Science of the Total Environment*. 345, 279-286.
5. Berghorn, G. y Hunziker, G. 2001. Passive treatment alternatives for remediating abandoned mine drainage. En: John Wiley & Sons, Inc. (ed.), *Remediation/Summer*. USA. 111-127.
6. Brant, D.L. y Ziemkiewicz, P.F. 1997. Passive removal of manganese from acid mine drainage. *14th Annual National Meeting of the American Society for Surface Mining and Reclamation*. Austin, Texas, May, 741-744.
7. Brix, H. 1994. Use of constructed wetlands in water pollution control: historical development, present status, and future perspectives. *Water, Science and Technology*, 30, (8), 209-223.
8. Brodie, G.A., Hammer, D.A. y Tomljanovich, D.A. 1986. Man-made wetlands for acid mine drainage control. *8th Annual National Abandoned Mine Lands Conference*. Billings, Montana, August, 87-105.
9. Brown, M., Barley, B. y Wood, H. 2002. Minewater treatment. Technology, application and policy. *IWA Publishing*, UK, 553 pp.
10. Chang, I. Shin, P. y Kim, B. 2000. Biological treatment of acid mine drainage under sulphate-reducing condition with solid waste materials as substrate. *Water Research*, 34 (4), 1269-1277.
11. Crites, R. y Tchobanoglous, G. 1997. Wetlands and treatment for aquatic systems. En: McGraw-Hill (ed.). *Small and decentralized wastewater management systems*. USA. 563-643.
12. Edwards, K., Bond, P., Druschel, G., McGuire, M., Hamers, R. y Banfield, J. 2000. Geochemical and biological aspects of sulfide mineral dissolution: lessons from Iron Mountain, California. *Chemical Geology*, 169, 383-397.
13. Eger, P., Melchert, G., Antonson, D., y Wagner, J. 1993. The use of wetlands treatment to remove trace metals from mine drainage. En: Moshiri, G.A. (ed.), *Constructed wetlands for water quality improvement*, CRC Press, Boca Raton, 171-178.
14. Eger, P. 1994. Wetland treatment for trace metal removal from mine drainage: the importance of aerobic and anaerobic processes. *Water, Science and Technology*, 29, (4), 249-256.
15. Gambrell, R. 1994. Trace and toxic metals in wetlands-a review. *Journal of Environmental Quality*, 23, (5), 883-891.
16. Groudev, S., Komnitsas, K., Spasova, I. y Paspaliaris, I. 2001. Treatment of acid mine drainage by a natural wetland. *Wetlands & Remediation Conference*, Burlington, October, 1-8.
17. Hey, D.L. y Philippi, N.S. 1999. Wetlands restoration. *John Wiley & Sons*, N.Y. USA, 212 pp.
18. Kalin, M. 2001. Biogeochemical and ecological considerations in designing wetland treatment systems in post-mining landscapes. *Waste Management*, 21 (2), 191-196.
19. Kalin, M. y Caetano, W. 2003. Acid reduction using microbiology: treating AMD effluent emerging from an abandoned mine portal. *Hydrometallurgy*, 71, 217-225.
20. Kasama, T. y Murakami, T. 2001. The effect of microorganisms on Fe precipitation rates at neutral pH. *Chemical Geology*, 18, 117-128.
21. Kent, D. 1994. Applied wetlands science and technology. *Lewis Publishers*, USA, 436 pp.
22. Kivaisi, A. 2001. The potential for constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in developing countries: a review. *Ecological Engineering*, 16, (4), 545-560.
23. Kolmert, A. y Johnson, B. 2001. Remediation of acidic waste waters using immobilised, acidophilic sulfate-reducing bacteria. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 76, 836-843.
24. Kuyucak, N. 2001. Microorganisms, biotechnology, and acid rock drainage. Emphasis on passive biological control and treatment methods. En: Kawatra, S y Natarajan, K. (eds), *Mineral Biotechnology. Microbial aspects of mineral beneficiation, metal extraction, and environmental control*. SME, Colorado, USA. 169-188.
25. Kleinmann, R.L.P. y Girts, M.A. 1986. Constructed wetlands for treatment of mine water: successes and failures. *8th Annual National Abandoned Mine Lands Conference*. Billings, Montana, August, 67-73.
26. Lopez, E., Aduvire, O. y Baretino, D. 2002. Tratamientos pasivos de drenajes ácidos de mina: estado actual y perspectivas de futuro. Boletín Geológico y Minero. *Journal of Earth and Environmental Sciences*, 113 (1), 3-21.
27. Johnson, B. y Hallberg, K. 2002. Pitfalls of passive mine water treatment. *Reviews in*

- Environmental Science and Biotechnology*, 1, 335-343.
28. Johnson, B. 2003. Chemical and microbiological characteristics of mineral spoil and drainage waters at abandoned coal and metal mines. *Water, Air and Soil Pollution*, 3, 47-66.
29. Mays, P.A. y Edwards, G.S. 2001. Comparison of heavy metal accumulation in a natural wetland and constructed wetlands receiving acid mine drainage. *Ecological Engineering*, 16, (4), 487-500.
30. Meruane, G. y Vargas, T. 2003. Bacterial oxidation of ferrous iron by acidithiobacillus ferrooxidans in the range 2,5-7,0. *Hydrometallurgy*, 71, 149-158.
31. McKnight, D. y Duren, S. 2004. Biogeochemical processes controlling midday ferrous iron maxima in stream waters affected by acid rock drainage. *Applied Geochemistry*, 19 (7), 1075-1084.
32. Montero, I., Brimhall, G., Alpers, C. y Swayze, G. 2005. Characterization of waste rock associated with acid drainage at the Penn mine, California, by ground-based visible to short-wave infrared reflectance spectroscopy assisted by digital mapping. *Chemical Geology*, 215, 453-472.
33. Mungur, A., Shutes, R., Revit, D. y House, M. 1997. An Assessment of metal removal by a laboratory scale wetland. *Water, Science and Technology*, 35, (5), 125-133.
34. Rensburg, L. y Morgenthal, T. 2003. Evaluation of water treatment sludge for ameliorating acid mine waste. *Journal Environmental Quality*, 32 (5), 1658-1668.
35. Skousen, J. y Ziemkiewicz, P. 2005. Performance of 116 passive treatment systems for acid drainage. *National Meeting of the American Society of Mining and Reclamation*. Breckenridge, CO. USA.
36. Stark, L. y Williams, F. 1995. Assessing the performance indices and design parameters of treatment wetlands for Fe and Mn retention. *Ecological Engineering*, 5, (4), 433-444.
37. Ziemkiewicz, P., Skousen, J. y Simmons, J. 2000. Cost benefit of passive treatment systems. *The National Mine Land Reclamation Center*, West Virginia University, 18 pp.

Artículo recibido en: 03.06.2025

Artículo aceptado: 23.06.2025

Revista de Medio Ambiente Minero y Minería 10 (2): 11 - 19, diciembre 2025. ISSN 2519-5352

LIMITES TÉCNICOS PARA INDICADORES DE DESEMPENHO NA CARGA E TRANSPORTE EM MINA DE FERRO

¹Luana Teixeira Pontara Lopes, ²Vidal Felix Navarro Torres, ²Irvyn Laurence Paniz

¹ Vale S.A.

² Instituto Tecnológico Vale

RESUMO

O presente trabalho concentra-se na elaboração de referências técnicas locais e específicas para carga e transporte na fase de mina, contemplando macro indicadores de utilização física (UF - %) no transporte e produtividade (P – t/h) na carga, assim como seus sub indicadores de desempenho chave. Levando em conta perdas, restrições, referências técnicas e bibliografia relevantes. Indicadores de referências técnicas baseiam-se no mapeamento de gargalos e restrições de cada caso para definir estratégias e decisões a serem tomadas que levam a maiores ganhos operacionais, chamado de referência local. Através de dados históricos do sistema de despacho, condições de contorno da operação e referências técnicas o trabalho estabeleceu uma abordagem para estimar a referência local. Como produto estabeleceu metas de UF e P para o caso em questão, oferecendo percepções de ganhos na eficiência operacional considerando as restrições aplicadas. As percepções foram aplicadas à operação que apresentou ganhos significativos.

Palavras-chave: carga; transporte, KPIs; operação de mina.