



Biotempo (Lima)

<https://revistas.urp.edu.pe/index.php/Biotempo>



REVIEW ARTICLE / ARTÍCULO DE REVISIÓN

## ACID MINE DRAINAGE TREATMENT USING ARTIFICIAL WETLANDS

## TRATAMIENTO DE DRENAJE ÁCIDO DE MINAS MEDIANTE HUMEDALES ARTIFICIALES

Jerry Ezequiel Denegri-Muñoz<sup>1</sup> & José Iannacone<sup>1,2,3\*</sup>

<sup>1</sup> Laboratorio de Ecología y Biodiversidad Animal. Facultad de Ciencias Naturales y Matemática. Grupo de Investigación en Sostenibilidad Ambiental (GISA), Escuela Universitaria de Posgrado, Universidad Nacional Federico Villarreal (EUPG–UNFV), Lima, Perú.

<sup>2</sup> Laboratorio de Parasitología. Facultad de Ciencias Biológicas. Universidad Ricardo Palma (URP), Lima, Perú.

<sup>3</sup> Laboratorio de Ingeniería Ambiental, Carrera de Ciencias Ambientales. COEPERU- Coastal Ecosystems of Peru Research Group. Universidad Científica del Sur. Lima, Perú.

\* Corresponding author: [joseiannacone@gmail.com](mailto:joseiannacone@gmail.com)

### ABSTRACT

Acid mine drainage is a powerful source of contamination of surface and groundwater. For the treatment of acid mine drainage, there are active and passive methods, the latter include artificial wetlands, which are being used in industrialized countries, obtaining interesting results. It is important to know the characteristics, types, physical, chemical, and biological processes; choice, design, and construction of artificial wetlands; as well as its advantages and disadvantages for its application in the treatment of acid mine drainage. Therefore, 119 publications were reviewed, organized by common themes. Artificial wetlands show to be a good alternative in the treatment of acid mine drainage; However, factors such as size, design, choice plant-bacteria, and weather conditions for its application must be considered. The anaerobic wetland is more efficient in the reduction of acidity and heavy metals, also the wetland of subsurface flow shows to be more suitable for the treatment of the DAM.

**Keywords:** acid mine drainage – bacteria – pH – wetlands

### RESUMEN

El drenaje ácido de mina constituye una poderosa fuente de contaminación de aguas superficiales y subterráneas. Para el tratamiento del drenaje ácido de mina, existen métodos activos y pasivos, estos últimos comprenden los humedales artificiales, los cuales vienen siendo usados en países industrializados, obteniéndose resultados interesantes. Es importante conocer las características, tipos, procesos físicos, químicos y biológicos; elección, diseño y construcción de los humedales artificiales; así como sus ventajas y desventajas para su aplicación en el tratamiento del drenaje ácido de minas. Por ello, se realizó la revisión de 119 publicaciones, organizándola por temas comunes. Los humedales artificiales muestran ser una buena alternativa en el tratamiento del drenaje ácido de mina; sin embargo, se debe considerar factores como dimensión, el diseño, la elección planta

– bacteria y las condiciones climatológicas para su aplicación. El humedal anaerobio es más eficiente en la reducción de acidez y metales pesados, asimismo el humedal de flujo subsuperficial muestra ser más adecuado para el tratamiento del DAM.

**Palabras clave:** bacterias – drenaje ácido de minas – humedales – pH

## INTRODUCCIÓN

La explotación minera genera materiales estériles, en algunos casos con presencia de sulfuros, que se van acumulando y al entrar en contacto con el agua y el oxígeno generan los llamados drenajes ácidos de minas (DAM), que se caracterizan por tener un pH muy ácido, metales pesados además de minerales disueltos (Akcil & Koldas, 2006; Peppas *et al.*, 2000).

El impacto que causan estos DAM al medio ambiente, debido a la falta de un tratamiento correcto, puede contaminar las aguas superficiales, como lagos, ríos (Nieto *et al.*, 2007), aguas subterráneas, mar y suelos (Peppas *et al.*, 2000), como también a la flora y fauna del lugar (Gray, 1998; Gerhardt *et al.*, 2004).

Gran parte de la generación de los DAM se debe a los pasivos mineros (Johnson, 2000; Johnson & Hallberg, 2005), los cuales son residuos mineros abandonados que ocasionan impactos ambientales sobre los ecosistemas o que significan riesgo permanente potencial para la salud de la población, el ecosistema circundante y la propiedad (Kefeni *et al.*, 2017).

Para la remediación de los DAM, existen dos tipos de tratamientos, los activos llamados también tratamiento tradicional y los pasivos, dentro de estos últimos tenemos los humedales construidos o “*wetlands*”. El primero genera elevados costos, además se necesita un constante mantenimiento, mientras que los segundos son más económicos y no requieren un mantenimiento continuo para su funcionamiento (Matagi *et al.*, 1998; Kalin, 2004; Woulds & Ngwenya, 2004; Sheoran & Sheoran, 2006).

Los humedales artificiales (“*wetlands*” en inglés) vienen siendo usados en algunos países industrializados, obteniéndose buenos resultados. Los “*wetlands*”, además de ser útiles en la purificación de los DAM, también dan un ambiente paisajístico y recreativo, además de servir como hábitat de una amplia fauna (Younger, 1998; Giosa *et al.*, 2018). Este tipo de tratamiento es una buena alternativa en nuestro país para la remediación del drenaje ácido de

minas (Inga, 2011). El objetivo del presente trabajo fue revisar la información respecto al tratamiento de drenaje ácido de minas mediante humedales artificiales.

## MATERIALES Y MÉTODOS

**Diseño de investigación:** El presente trabajo es un estudio descriptivo.

### Procedimiento

Consulta de bases de datos y fuentes documentales: Se consultaron fuentes primarias: artículos científicos (81), tesis (5), guías ambientales (2), estudios de impacto ambiental (2), informes (3), etc.; fuentes secundarias como libros (22), las bases de datos Dialnet, RedALyC, Scielo, ScienceDirect, SCOPUS, Web of Science y el buscador Google académico; y fuentes terciarias como artículos de revisión. Además se revisaron algunas páginas webs (3).

Estrategia de búsqueda: Para la estrategia de búsqueda se utilizaron las palabras claves: drenaje ácido de minas (DAM), humedales artificiales, humedales construidos, tratamiento de aguas ácidas. En las bases de datos en inglés se realizaron la búsqueda de artículos utilizando los términos claves: acid mine drainage (AMD), constructed wetland, artificial wetland, passive treatment, metal removal.

Criterios de selección de documentos: Se usó un criterio arbitrario para facilitar la selección; las investigaciones publicadas antes del 2000 se seleccionaron por su trascendencia, eligiendo las más citadas (indicador de publicaciones clásicas). Los estudios publicados después del 2000 se seleccionaron por la relevancia al incluir experimentos novedosos para mejorar la eficiencia de los humedales artificiales en el tratamiento de los DAM.

Organización de la información: Se utilizó el método propuesto por Maeda (2006), primero se ordenó la información recopilada en base a temas comunes: minería

y efectos ambientales, tratamiento de drenaje ácido de minas, tratamiento pasivo, humedales artificiales, humedales subsuperficiales, plantas, microorganismos y remoción de metales; luego se procedió a extraer la información más importante de cada grupo para luego proceder a la integración.

Redacción: Se siguió la propuesta de Bobenrieth (1994), siguiendo las cualidades: claridad, concisión, precisión y sencillez.

Aspectos éticos: Los autores señalan que se cumplieron con todas las normas éticas nacionales e internacionales.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### Humedales

El humedal es una zona saturada o insaturada, ya sea por aguas superficiales o subterráneas y con frecuencia, duración y profundidad suficiente para mantener especies de plantas adaptadas a crecer en estos suelos. (Kadlec *et al.*, 2000; Vymazal, 2010; Vymazal, 2016). En las antiguas civilizaciones estas zonas húmedas eran aprovechadas para el vertimiento de sus aguas servidas con el fin de deshacerse de sus aguas residuales; sin embargo, gracias a la depuración natural que ocurrían en estas zonas, la potencial contaminación de aguas servidas eran reducidas antes de incorporarse a los cauces; asimismo, estas aguas aportan nutrientes para el crecimiento y desarrollo de flora y fauna (Arias & Brix, 2003; Vymazal, 2010; Vymazal, 2016).

Se ha tratado de aprovechar este potencial depurador de los humedales para el tratamiento de aguas residuales, diseñando instalaciones con capacidad de reproducir las características de los humedales naturales. Las denominaciones más usuales para estas instalaciones es la de “humedales artificiales” o “humedales construidos” (USEPA, 1988; Ghermandi, 2010).

El primer humedal construido para tratar aguas residuales entró en operación en 1974 en Ochofresen (Vymazal *et al.*, 1998; Vymazal, 2010) y desde allí se ha tenido un desarrollo acelerado en Norte América y Europa (Kadlec & Knight, 1996; Vymazal, 2010).

Los humedales construidos imitan a sus contrapartes naturales al crear un ecosistema diseñado que proporciona las funciones redox requeridas, neutralización de ácidos y funciones de sedimentación de precipitados. Generalmente dichos humedales son excavaciones poco

profundas llenas de grava inundada de caliza, tierra, superficie de agua, vegetación, materia orgánica que sirven de soporte a las plantas, entre otros (Reed & Brown, 1992).

Huntsman *et al.* (1978) observaron por primera vez una mejora del DAM luego de su paso a través de los humedales naturales de *Sphagnum* (Linneo, 1753) en Ohio y Virginia Occidental, USA. Estudios de Brooks *et al.* (1985) documentaron fenómenos similares en los humedales de *Typha* (Linneo, 1753). Sin embargo, se tiene evidencia que algunas plantas de humedales muestran una adaptación a largo plazo a menor pH y altas concentraciones de metales, por ello el DAM finalmente degrada la estructura y función de los humedales naturales. Por lo tanto, los sistemas de humedales artificiales deben diseñarse y construirse para imitar las funciones de humedales naturales que son responsables del tratamiento del DAM con la intención de proporcionar un tratamiento de menor costo y mínimo mantenimiento (Kleinmann, 1991).

El tratamiento en humedales se ha empleado para el manejo de las aguas municipales por más de veinte años, y para efluentes de rellenos sanitarios aproximadamente por una década, mientras que su aplicación al drenaje de mina es más reciente (Weider *et al.*, 1985; Gazea *et al.*, 1996; Hamilton *et al.*, 1999; Zhi & Ji, 2012).

En Estados Unidos se ha desarrollado con buenos resultados el empleo de sistemas de tratamiento pasivo para drenajes ácidos de mina. Entre 1984 y 1993 el USA Bureau of Mines, realizó un estudio de 13 humedales destinados al tratamiento de drenajes ácidos de minas de carbón, en los que se observó que se alcanzaron eliminaciones de los metales superiores al 85%. En 1985, la Tennessee Valley Authority construyeron 14 humedales para tratar drenajes ácidos procedentes de plantas mineras de carbón, consiguiendo incrementar el pH de 3,1 a 6,7 y una reducción para el Fe de 69 a 0,9 mg·L<sup>-1</sup> y para Mn de 9,3 a 1,8 mg·L<sup>-1</sup> (USEPA, 1996).

De igual forma, en Canadá también se aplican sistemas pasivos en el tratamiento de drenajes ácidos. Entre 1990 y 1993 se construyeron dos humedales anaerobios experimentales para tratar las aguas ácidas de una mina de cobre. En los dos sistemas experimentales se incrementó el pH desde 3 hasta 6-8 y se lograron reducciones del 40% y del 80% de Cu con un tiempo de retención de 12 y 23 días respectivamente. Se observó que el rendimiento mejoraba al incrementarse el tiempo de retención y disminuía al descender la temperatura como reflejo de una menor actividad biológica (Sobolewski, 1996).

Asimismo, en el norte de Australia a inicios de los 90 se estudiaron las mejoras en la calidad de los drenajes ácidos provenientes de minas de oro, uranio y polimetálicas, con humedales construidos por diferentes empresas mineras. Aunque en la mayoría de los casos no se superan los 10 años, se ha demostrado la viabilidad de la aplicación de estos sistemas en climas de marcados contrastes térmicos. En la mina de oro Tom's Gully (Australia) se ha logrado reducir en más del 90% las concentraciones de As, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, Pb, y U, y cerca del 75% la del Mn (Noller *et al.*, 1994). También en 1995 se construyeron humedales a escala piloto para tratar los drenajes ácidos de la mina de carbón Gregory, en Queensland (Australia). En esta región de moderada pluviometría (<650 mm) y alta evaporación (>2000 mm) se consiguió bajar los niveles de sulfato e incrementar el pH de 3,3 a 5,4-6,7 (Tyrrell *et al.*, 1997).

A finales de los 1990s, en Europa también se empezó a experimentar con estos sistemas. Así en el Reino Unido existen más de 14 humedales operando con sistemas de producción de alcalinidad, procesos aerobios y anaerobios, o una combinación de éstos. Están dedicados al tratamiento de aguas ácidas de minas de carbón, donde se ha llegado a eliminar más del 50% de Fe. En febrero de 1995 se construyó en Quaking Houses de Durham (Inglaterra) el primer humedal anaerobio de Europa, consiguiéndose reducir en un 70 % la acidez del agua (9,6 g.m<sup>2</sup> día) y en un 62 % su contenido en Fe (Younger, 1998).

En junio de 1998, en el sur de Noruega, se construyó a escala piloto un sistema de humedales aerobios y anaerobios para tratar los drenajes ácidos de presas de residuos de la mina de níquel Storgangen. Para un caudal de 35 L.min<sup>-1</sup> y un tiempo de retención de 10 h se eliminaba cerca del 98% de Ni, observándose en invierno una disminución en la reducción de Ni de 35 a 71% y en verano un incremento de 64 a 99%. También se consiguieron buenos resultados en la eliminación de Al (96%), Cu (98%), Cd (98%), Zn (99%) y Cr (64%) (Ettner, 1999).

En nuestro país, algunas empresas mineras tratan parte de sus aguas residuales mediante humedales construidos. La Compañía Minera Antamina tiene el programa de humedal artificial en la zona de la Quebrada Tucush (SNMPE, 2007). La Compañía de Minas Buenaventura cuenta con tratamientos pasivos de los efluentes de la Unidad de Producción Orcopampa en el departamento de Arequipa y de la Unidad de Producción Uchucchacua en el departamento de Lima.

## Drenaje ácido

El drenaje de roca ácida (DRA) es un proceso natural a través del cual se produce ácido sulfúrico cuando los sulfatos de las rocas son expuestos al aire libre o al agua. El DAM es el mismo proceso, solo que magnificado, producido cuando las grandes cantidades de roca que contienen minerales sulfatados, son excavadas en tajo abierto o en vetas en minas subterráneas y reaccionan con el aire o con el agua para crear ácido sulfúrico (Gazea *et al.*, 1996; Skousen *et al.*, 1998; Mayes *et al.*, 2009; McCarthy, 2011).

Al alcanzar el agua cierto nivel de acidez, aparece la bacteria *Thiobacillus ferrooxidans* (Temple & Colmer, 1951), que acelera los procesos de oxidación y acidificación, lixivando los residuos de metales de desecho. El ácido lixivia la roca mientras que la roca fuente esté expuesta al aire y al agua, continuando este proceso hasta que los sulfatos son extraídos completamente; proceso que puede durar cientos o miles de años. Este ácido es transportado desde la mina por el agua, las lluvias o por corrientes superficiales, y luego depositado en los estanques de agua, arroyos, ríos, lagos y acuíferos cercanos, degradando fuertemente la calidad del agua y reduciendo la vida acuática que hubiese (Waksman, 1922; Leathen *et al.*, 1953; Torma *et al.*, 1977; Jensen & Webb, 1995; Nemati *et al.*, 1998; Skousen, 1998).

Existen informes sobre la mortandad en la fauna de los ríos, afección al ganado, y destrucción de cultivos y riveras; siempre asociado a una coloración ocre – amarillenta de los lechos de ríos y lagos afectados (Figura 1) que demuestran la presencia de sulfatos, y un incremento de la turbiedad de las aguas (López *et al.*, 2002).



**Figura 1.** Relave abandonado en Pacococha (Huancavelica) (Ly, 2009).



### **Etapas del proceso minero en donde se produce el Drenaje Ácido de Mina (DAM)**

La minería, como toda actividad productiva, influye en alguna medida con alteraciones al medio ambiente durante su desarrollo. Un efecto ambiental importante es la generación de desechos, constituidos por los relaves de procesamiento de minerales, que además de ocupar grandes espacios geográficos, presentan el riesgo potencial de generación de ácido, que contaminarían los efluentes acuosos (Akcil & Koldas, 2007).

La extracción minera pasa por diversas etapas: exploración, modelamiento, extracción o explotación, concentración (incluido el proceso de desecho de residuos), cierre, etc., todas estas etapas modifican de alguna forma la disposición natural de los minerales en el ecosistema. Al ser extraídos, principalmente los sulfuros, son liberados al medio ambiente y dispuestos a las reacciones de oxidación junto al agua y al oxígeno, factores que aceleran la generación de drenaje ácido de mina o aguas ácidas (Skousen *et al.*, 1998; Hallberg & Johnson, 2005; Johnson & Hallberg, 2005).

**Exploración y Modelamiento:** En esta etapa se realizan perforaciones diamantinas y sondeos superficiales y se modifican algunas partes para la toma de muestras sistematizada de los posibles yacimientos; este proceso podría provocar que algunos minerales sean liberados hacia la superficie y se mezclen con las aguas adyacentes provocando ligera variación en el pH y en la acidez de las fuentes acuosas (Gordon, 1983; Escobar, 2003; Bell & Donnelly, 2006; Kahatt, 2008).

**Extracción o Explotación:** la roca perforada y volada es extraída para su aprovechamiento, dependiendo del grado de ley que tenga. Se utilizan diversos procedimientos de perforación y voladura controlada en zonas ricas; luego se realiza el proceso de carguío y acarreo para dejar el mineral en las zonas de concentración o chancado y el material de desmonte en los botaderos designados. En esta fase los minerales sulfurosos son retirados de la roca encajonante natural y quedan expuestos a la meteorización hacia el medio ambiente (aire, agua, bacterias, temperatura, etc.), esto provoca que se oxiden y produzcan reacciones de acidez que modifican las aguas en la mina, pudiendo producir el DAM. Los DAM finalmente terminarán en las descargas y acuíferos naturales, mezclándose y contaminando las aguas utilizadas por poblados aledaños a las zonas de impacto minero (Skousen *et al.*, 2000; Akcil & Koldas, 2006; Bell & Donnelly, 2006).

**Concentración y Cierre:** el material volado debe ser procesado y dispuesto para aprovechar la ley valiosa y

desechar el relave o material sin valor económico, nulo o despreciable. Al momento de desechar y depositar los residuos, estos aún contienen cierto grado de ley no aprovechable de mineral sulfuroso (productos finales no procesables con leyes mínimas) (Akcil & Koldas, 2006).

Los residuos dejados por las operaciones de concentración de minerales, principalmente flotación, pueden entrar en contacto con los medios naturales de agua y aire, ya sea a través de mezclas del agua usada para los procesos de concentración o a través de los relaves depositados en las canchas o relaveras de las minas en operación o ya cerradas / abandonadas. Estos residuos o relaves al reaccionar con el medio ambiente natural desencadenarán reacciones de oxidación y producirán también el fenómeno de DAM, contaminando las aguas próximas a estos botaderos. Los depósitos de relave dejados por una mina antigua en su etapa de cierre influirán también en la formación de DAM, ya que las estructuras antiguas podrían ceder y las responsabilidades por estos daños ambientales terminarían siendo no asumidos por los responsables. Al mezclarse el relave con las aguas cercanas a estas presas cerradas, se produce la aparición de aguas ácidas que terminan contaminando las descargas aledañas (Kim & Chon, 2001; Akcil & Koldas, 2006).

### **Tipos de tratamiento para el Drenaje Acido de Mina (DAM)**

#### **Tratamiento activo**

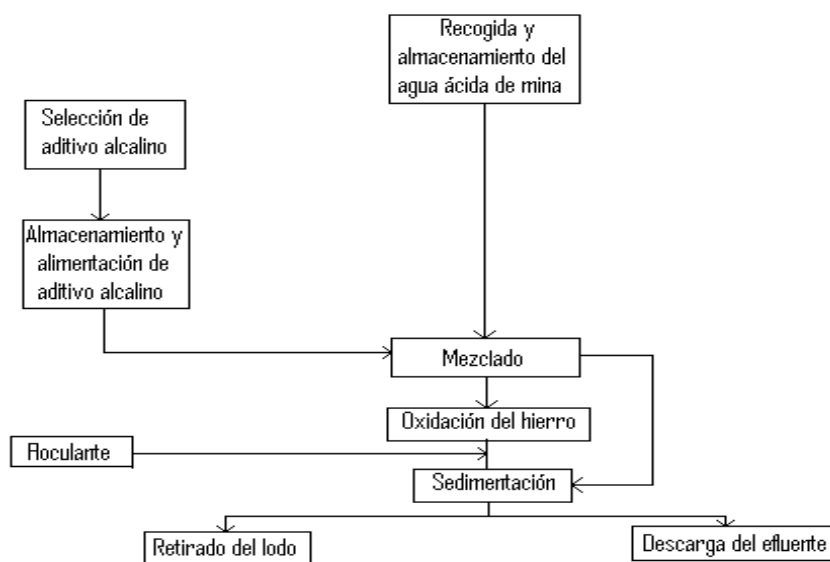
El tratamiento activo o también llamado tratamiento tradicional, actúa rápidamente sobre el drenaje ácido aumentando su pH, por lo que las aguas no se almacenan por mucho tiempo en las plantas de tratamiento. Sin embargo, se requiere de todo un sistema operativo y un continuo mantenimiento para su funcionamiento, además genera elevados costos. Este tratamiento consiste básicamente en la adición de sustancias alcalinas como la cal y/o caliza a las aguas ácidas (Johnson & Hallberg, 2005; Kalin *et al.*, 2006; Kefeni *et al.*, 2017).

Una planta de tratamiento activo de DAM consta de varias fases. En primer lugar, el agua ácida pasa a las cubas de neutralización donde, mediante una lechada de cal, se sube el pH hasta valores en torno a 10, con lo que se forman hidróxidos de hierro y manganeso. A continuación, el agua pasa a los tanques de aireación, donde se consigue la oxidación del hierro ferroso y el manganeso. Seguidamente se adiciona floculantes que ayuda a la sedimentación de los materiales en suspensión. El lecho de fangos (lodos de yeso, óxidos de hierro, etc.) formado en el fondo del decantador ha de ser purgado.

El agua clarificada pasa desde el decantador a unos filtros de arena y posteriormente a un depósito de ajuste de pH en el que se adicionará ácido sulfúrico si es necesario (Ordóñez *et al.*, 1999; Kefeni *et al.*, 2017).

Los fangos producidos se envían a una balsa de almacenamiento donde una vez secos se extraen y se

vierten a las escombreras (Figura 2). El empleo de caliza en lugar de la cal es más cómodo pero se precisa en ese caso de un mayor tiempo de retención para completar la neutralización. Por otro lado, la principal limitación de este método está en la lenta oxidación del hierro (Kefeni *et al.*, 2017).



**Figura 2.** Diagrama de flujo correspondiente al tratamiento de agua ácida de mina mediante adición y oxidación del hierro [Wildeman *et al.* (1994) citado por Ordóñez (1999)].

**Tratamiento pasivo**

Existen dos tipos de tratamientos pasivos: los superficiales y los subterráneos para los cuales antes de seleccionar es necesario realizar una caracterización del agua a tratar, de los mecanismos de degradación y de la red de flujo (Robles *et al.*, 2007). Tanto los humedales superficiales como los subterráneos se utilizan con eficacia en el tratamiento de DAM (Halverson, 2004; Vymazal, 2010).

El tratamiento pasivo es uno de los avances más innovadores en el tratamiento de DAM. Este sistema consiste en la construcción de humedales con el fin de aumentar el pH y remover los metales pesados de las aguas ácidas (Gazea *et al.*, 1998; Johnson & Hallberg, 2005; Akcil & Koldas, 2006).

La guía “Best Management Practices”, elaborada por el departamento de agua de la USEPA (United State Environmental Protection Agency) recomienda el uso de tecnologías de tratamiento pasivos por su reducido costo y gran eficiencia. Propone además la incorporación de

estos sistemas en los planes de restauración y clausura de las minas en operación (USEPA, 1998, 1996; Skousen, 1998; Christ, 2014).

El tratamiento de DAM por métodos pasivos tiene ventajas y desventajas; entre las ventajas que tiene este tipo de tratamiento tenemos: son relativamente económicos para construir y operar, de fácil mantenimiento, eficaces y confiables para el tratamiento de aguas residuales y por proporcionar beneficios ecológicos son considerados una buena alternativa de tratamiento por muchos grupos ambientales. Entre las desventajas de los humedales construidos se podría mencionar: requieren áreas relativamente grandes para su construcción, criterio de diseño y operación imprecisos, complejidad biológica e hidrológica, diferencias en funcionamiento en relación con las estaciones, posibles problemas con olores y mosquitos (Hammer & Bastian, 1989; Akcil & Koldas, 2006).

Existen diversos tipos de tratamientos pasivos para aumentar la acidez de los DAM entre los cuales tenemos:

humedales aerobios, las balsas orgánicas (humedales anaerobios), los drenajes anóxicos calizos (ALD), los sistemas sucesivos de producción de alcalinidad (SAPS) y las barreras reactivas permeables. (López *et al.*, 2002). Frecuentemente, son más efectivos cuando se emplean de forma conjunta (Ordóñez, 1999) (Tabla 1).

### Humedales artificiales

Los humedales naturales, según la convención RAMSAR, están definidos como aquellas extensiones de marismas, pantanos, turberas o aguas de régimen natural o artificial, permanentes o temporales, estancadas o corrientes, dulces, salobres o saladas, incluyendo las extensiones de agua marina cuya profundidad en marea baja no exceda de seis metros (Scott & Carbonell, 1986). Los humedales retienen el sedimento y reducen la contaminación; en virtud de esto último se les denominan “riñones de la naturaleza” (Kusler *et al.*, 1994).

Los humedales artificiales son aquellos que han sido construidos para el tratamiento de ciertos tipos de aguas contaminadas; estos son diseñados de acuerdo al tipo de tratamiento que se les quiera dar a las aguas vertidas en estas. Dentro del proceso de fitorremediación en un humedal artificial existen los procesos de: remoción física, biológica y química (Llagas & Gómez, 2006).

En el proceso de remoción física los humedales proporcionan una alta eficiencia en la remoción de contaminantes asociados con material particulado en suspensión existente en el agua. El agua se mueve lentamente a través de los humedales, debido al flujo laminar característico y también a la resistencia proporcionada por las raíces de las especies de plantas previamente seleccionadas. La remoción biológica se da cuando la planta capta los contaminantes, que son una forma de nutrientes esenciales para las mismas, tales como Nitrato, Amonio y Fosfato (Vymazal, 2010; Vymazal, 2016; Skousen *et al.*, 2017).

Muchas de las especies de plantas en el humedal tienen la capacidad de captar, e incluso bioacumular significativamente metales tóxicos, como Cadmio, Cromo y Plomo con la ayuda de los microorganismos existentes en el suelo o biomasa (Sencindiver & Bhumbra, 1988; Goulet & Pick, 2001; Janadeleh *et al.*, 2016). En este proceso las bacterias y otros microorganismos que se encuentran en el suelo también proveen, captan y almacenan nutrientes a

corto plazo y algunos contaminantes lo cual ayuda a la mineralización del suelo. Finalmente el proceso más importante dentro de la remoción química es la absorción, que da lugar a la retención a corto plazo o a la inmovilización a largo plazo de muchas clases de contaminantes (Vymazal, 2016; Skousen *et al.*, 2017).

El proceso de absorción incluye los procesos de adsorción y precipitación. La adsorción se refiere a la unión de iones a las partículas del suelo o biomasa, por el intercambio catiónico o absorción atómica. El intercambio catiónico implica la unión física de los cationes a las superficies de las partículas de la arcilla y de la materia orgánica en el suelo (Llagas & Gómez, 2006).

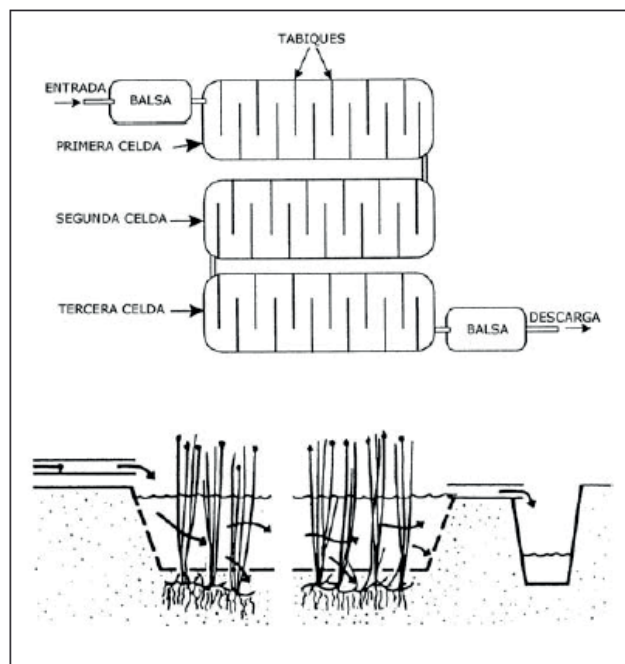
### Humedales aerobios

Los humedales artificiales aerobios son construidos simulando las condiciones de un humedal natural, la diferencia está en que pueden llegar a tener mejores resultados que un humedal natural ya que son construidos específicamente para que cumplan la función de purificación del agua. Esos humedales artificiales permiten el desarrollo de plantas como: *Typha* Linneo, *Equisetum* Linneo, carrizo, juncos, etc., comunidades de organismos (algas, protozoos y bacterias) y musgos (*Sphagnum* Linneo), los cuales participan en la depuración del agua (Kadlec & Knight, 1996).

Para la construcción de un humedal aerobio es necesario una superficie más o menos grande; para que el agua a tratar pueda permanecer el tiempo necesario para su purificación, lo cual es una de sus desventajas. En la superficie se coloca una lámina impermeable con la finalidad de impedir la contaminación de los suelos y las aguas subterráneas, luego una capa de arcilla y finalmente sobre ella el sustrato compuesto en gran parte por materia orgánica. Los sistemas aerobios favorecen el contacto entre el agua contaminada y el aire atmosférico mediante el empleo de plantas acuáticas, éstas liberan oxígeno por sus raíces y rizomas. Para que la vegetación emergente actúe de este modo el espesor de la lámina no debe de superar los 30 cm (López *et al.*, 2002).

El proceso de depuración del agua se lleva a cabo por la presencia de bacterias catalizadoras, las cuales favorecen la oxidación de los metales disueltos en el agua para que posteriormente por un proceso de hidrólisis, precipiten (Figura 3). Los humedales aerobios se emplean para el tratamiento de aguas que presenten una alcalinidad neta

que sea capaz de neutralizar la acidez generada en la hidrólisis de los metales (López *et al.*, 2002).



**Figura 3.** Disposición de las celdas en un humedal aerobio y circulación del agua en su interior [Brix (1993) y USEPA(2000) tomado de López *et al.* (2002)].

**Humedales anaerobios**

El objetivo principal de los humedales anaerobios es aumentar la alcalinidad de los DAM, comúnmente luego de tratar las aguas con humedales anaerobios pasan a un tratamiento con humedales aerobios; eso se debe a que los humedales anaerobios se restringen al tratamiento de aguas acidas y con concentraciones considerables de metales disueltos en él. Los humedales aerobios solo logran aumentar el pH de las aguas tratadas pero en este tratamiento no soluciona el problema de los metales disueltos que contienen estas aguas (Eger, 1994; Carballeira *et al.*, 2017; Skousen *et al.*, 2017).

El proceso de diseño de los humedales anaerobios consiste en colocar una capa entremezclada de estiércol y caliza, siendo el estiércol mayor proporción (70 – 90 %) que la caliza, sobre ella va el agua a tratar la cual debe tener una altura de 30 – 60cm (López *et al.*, 2002), a diferencia de los humedales aerobios cuya altura máxima era de 30cm; esto debido a que las bacterias que posteriormente crezcan en estos

humedales necesitan de condiciones anóxicas por lo que si la cantidad de agua es muy superficial estos microorganismos entrarían en contacto con el oxígeno superficial (Skousen & Ziemkiewicz, 2005; Skousen *et al.*, 2017; Vymazal, 2016).

La presencia de materia orgánica en el sistema tiene como finalidad eliminar el oxígeno disuelto, reducir el Fe<sup>3+</sup> a Fe<sup>2+</sup>, y generar alcalinidad mediante procesos químicos o con intervención de microorganismos. (López *et al.*, 2002). La ausencia de oxígeno disuelto en el agua, impide que los metales disueltos no se oxiden y por consiguiente no se hidrolicen, lo cual impide la precipitación de estos metales en la superficie del sustrato (Eger, 1994; Vymazal, 2016).

De acuerdo a la hidrología, dependiendo de la forma de circulación del agua en el humedal se clasifican como de flujo superficial y de flujo subsuperficial. El humedal artificial de flujo subsuperficial a la vez se clasifica como de flujo horizontal y de flujo vertical (Figura 4 y Figura 5). En estos últimos se asegura una mayor reactividad del influente con el sustrato (Vymazal, 2007; Vymazal, 2010).

Los sistemas de flujo subsuperficial son los sistemas más eficientes para el tratamiento del DAM, al promover la interacción completa del agua con el material de soporte y las raíces de las plantas, y al proporcionar condiciones anaeróbicas que conducen a la eliminación de metales pesados por adsorción y mecanismos de precipitación (Srivastava *et al.*, 2017). Los mecanismos de extracción de metal se atribuyen a la composición particular de un humedal artificial: (i) el material de soporte (mineral y / u orgánico), que contribuye a la eliminación principalmente por procesos de adsorción, (ii) plantas (emergentes, flotantes y sumergidas) que contribuyen principalmente por mecanismos de captación directa y (iii) microorganismos (bacterias y arqueas) que contribuyen al promover la reducción y posterior precipitación de rieles. La eliminación de los metales pesados de la solución acuosa proviene de una interacción y efecto sinérgico entre ellos, donde los microorganismos son los más interactivos (Sheoran, 2017).



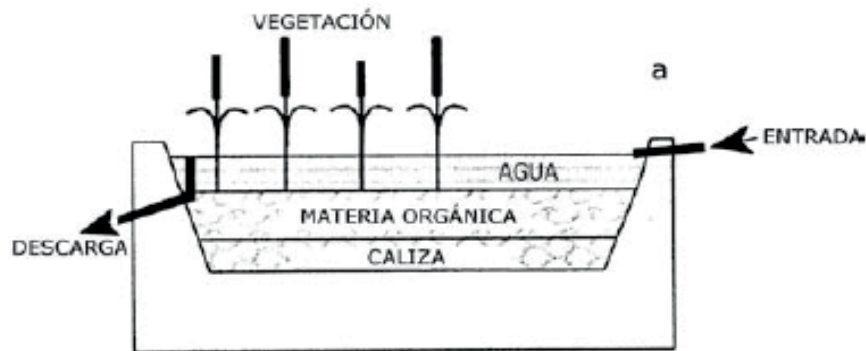


Figura 4. Humedal anaerobio de flujo horizontal [Brix (1993) y USEPA (2000) citado por López *et al.* (2002)].

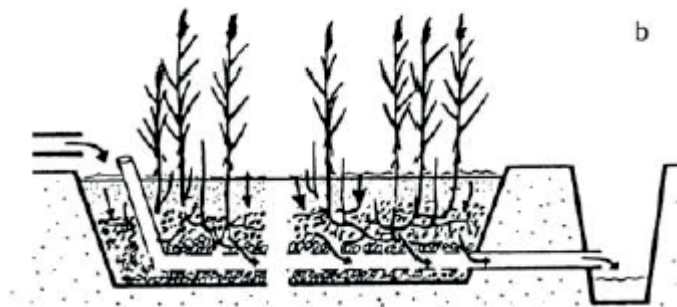


Figura 5. Humedal anaerobio de flujo vertical [Brix, 1993 y USEPA, 2000, citado por López *et al.*, 2002].

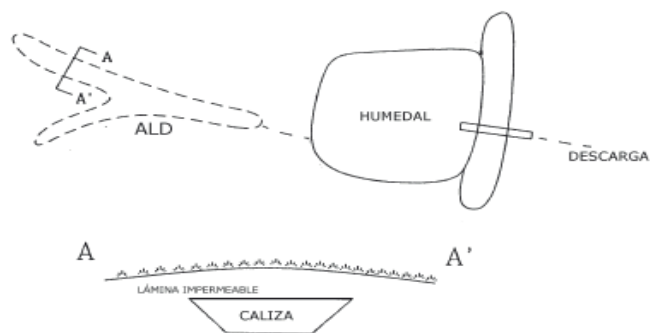
### Drenajes anóxicos calizos (ALD)

La principal función de los ALD es aumentar el pH del DAM, generalmente son usadas en combinación con los humedales aeróbicos pues estos posteriormente harán que los metales diluidos que se encuentran en el agua precipiten luego de hidrolizarse. Por otro lado ese tipo de tratamiento solo es adecuado para aguas que contengan muy bajas concentraciones de oxígeno, hierro ( $-3$ ) y aluminio ( $-3$ ). Si hay gran cantidad de oxígeno en el agua y éste reacciona con los metales antes mencionados; luego de la oxidación los metales se hidrolizan y posteriormente precipitan, lo que traería como consecuencia que el agua no entre en contacto con la caliza y el sistema perdería la función para la cual fue construido (Kleinmann *et al.*, 1998; Johnson & Hallberg, 2005).

Para el funcionamiento de este sistema es necesario hacer zanjas de 1 a 2 m de profundidad, recubrirla con una geomembrana evitando así la contaminación de la tierra o aguas subterráneas. Luego se agrega una capa de arcilla con otra de caliza, la cual al entrar en contacto con el agua

hará que ésta aumente su alcalinidad. En este sistema se debe de recubrir la zanja para evitar que entre en contacto con el oxígeno atmosférico y ésta se oxigene (Figura 6). Por lo general, el tratamiento de aguas ácidas en un SAPS (“Successive alkalinity producing systems”) va combinado con una balsa de oxidación o un humedal aeróbico (Watzlaf *et al.*, 1994; Cravotta & Watzlaf, 2003).

Las aguas de mina que contienen concentraciones muy bajas de oxígeno disuelto,  $\text{Fe}^{(+3)}$  y  $\text{Al}^{(+3)}$  ( $< 1 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ) serían las ideales para utilizar el pre tratamiento con ALD. Cuando las concentraciones de esos parámetros sobrepasan  $1 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , el riesgo de que el sistema ALD falle prematuramente, aumenta. Estudios recientes han llegado a considerar que son necesarias unas 14 h de contacto entre la caliza y el agua de mina en el sistema ALD para llegar a adquirir una máxima concentración de alcalinidad (Ordóñez, 1999).



**Figura 6.** Tratamiento combinado compuesto por sistema ALD y humedal [Brodie *et al.* (1993) citado por López *et al.* (2002)].

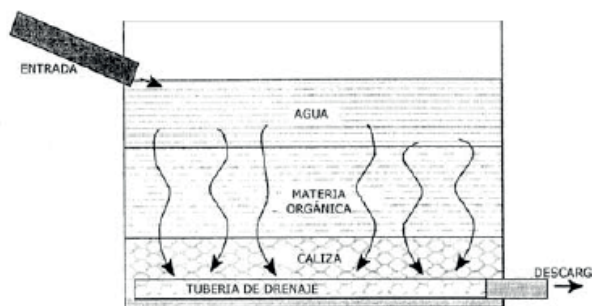
**Sistema de producción sucesiva de alcalinidad (SAPS)**

Este tipo de tratamiento fusiona el ALD y los humedales anaerobios; como su nombre lo dice es un sistema productor constante de alcalinidad, este tipo de tratamiento fue creado por Kepler & McCleary (1994); quienes observaron que el sistema ALD podría tener problemas de posibles obstrucciones; precipitando el Fe y Al, lo cual afectaría el funcionamiento adecuado de este sistema (López *et al.*, 2002).

El diseño de este sistema consiste en colocar una capa de caliza de aproximadamente 0,5 a 1 m, sobre ella una capa de material orgánico de 0,5 m y sobre ellas el agua a tratar que puede tener una altura de 1 a 1,5 m. La función de

la primera capa (materia orgánica) es consumir todo el oxígeno disuelto en el agua, además de reducir la anidad de sulfatos y evitar la precipitación de los metales diluidos en el agua lo cual causaría obstrucciones en el sistema. La segunda capa (caliza) aumentará la alcalinidad de las aguas tratadas para posteriormente ser decantada (Figura 7). El agua pasa a través de la materia orgánica y la cal por un sistema de tubos que atraviesan el sistema, los cuales dan a un conducto, el cual elimina las aguas (Kepler & McCleary, 1994; Skousen *et al.*, 2017).

A diferencia de los sistemas ALD, los humedales anaerobios no poseen limitaciones en cuanto a la cantidad de oxígeno disuelto u otros metales que se encueren en el agua a tratar. Sin embargo, la eficacia de estos humedales se ve muy afectada por las variaciones climáticas estacionales, su proceso de generación de alcalinidad es muy lento y requiere extensas aéreas de tratamiento, lo que hace incrementar los costos (Ordóñez, 1999).



**Figura 7.** Esquema de la disposición de los substratos y dirección del flujo de agua en un SAPS [USEPA, 2000; López *et al.*, 2002].

**Tabla 1.** Características y diferencias de los principales tratamientos pasivos.

H. aerobio	H. anaerobio	ALD	SAPS
Para el tratamiento de aguas con oxígeno disuelto.	Para el tratamiento de aguas con poca cantidad de oxígeno disuelto.	Para el tratamiento de aguas con poca cantidad de oxígeno disuelto o aguas de minas subterráneas.	Para el tratamiento de aguas con oxígeno disuelto.
La profundidad de las aguas no debe exceder los 30 cm.	La profundidad del agua supera los 30 cm.	La profundidad de las aguas pueden ser de 1 a 2 m.	La profundidad de las aguas pueden ser de 1 a 3 m.
Para el tratamiento de aguas con alcalinidad neta	Para el tratamiento de aguas ácidas.	Para el tratamiento de aguas ácidas y contenido de $Fe^{3+}$ y $Al^{3+} < a 1 mg \cdot L^{-1}$	Para el tratamiento de aguas ácidas y contenido de $Fe^{3+}$ y $Al > a 1 mg \cdot L^{-1}$
Para el tratamiento de aguas con gran contenido de Al y Fe	Puede contener metales disueltos	Puede contener metales disueltos, pero la anoxia del agua evita su oxidación	Puede contener metales disueltos

López *et al.* (2002). ALD (Anoxic Limestone Drain): Drenajes anóxicos calizos. SAPS (Successive alkalinity producing systems): Sistema de producción sucesiva de alcalinidad.

## Organismos biológicos que actúan en la purificación de los DAM

Los organismos biológicos que actúan en la purificación de los DAM son plantas con la particularidad de tolerancia a las altas concentraciones de acidez y metales disueltos en el agua y microorganismos como bacterias que ayudan en la depuración de los DAM.

### Plantas

Las plantas presentes en los humedales juegan un papel importante en la purificación de los DAM, ya que cumplen diversas funciones en las mismas, ya que algunas especies, muestran una alta bioacumulación de metales. Por ejemplo utilizando *Typha latifolia* (Meyer, 1818) para la extracción de Cd y Zn se han obtenido resultados que muestran valores de remoción del orden del 90% en los sistemas con plantas y del 40% en los sistemas sin plantas, para ambos metales. Además, se encontró que esta especie vegetal puede soportar las condiciones de acidez, características de este tipo de aguas residuales, y se comprobó que es una especie acumuladora de metales, ya que las concentraciones de metales acumuladas en la parte aérea fueron mayores en comparación con las encontradas en la zona radicular (Ruiz-López *et al.*, 2010).

Las raíces y rizomas generan oxígeno lo cual es importante para la aparición de microorganismos que posteriormente también contribuirán a purificar las aguas provenientes de los DAM (De la Cruz, 2006). 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. Por último, la densidad de la vegetación de un fango afecta muchísimo su hidrología, primero el agua encuentra obstrucción en las ramas, hojas, raíces y segundo bloquea el sol y el viento (Pinedo, 2010).

En los primeros humedales construidos se realizaron plantaciones de *Sphagnum*, en un intento de simular las condiciones naturales observadas. Sin embargo, luego de diferentes experiencias, ha prevalecido el uso de plantas emergentes, especialmente del género *Typha* (Ordóñez, 1999). De acuerdo a la bibliografía existe una amplia variedad de especies utilizadas en la remediación de aguas contaminadas por DAM, siendo las especies más importantes: *Phragmites australis* (Steudel, 1840) (carrizo), *Scirpus lacustris* (Linneo, 1753) (junco de laguna) y las diferentes variedades de *Typha* (*latifolia*, *glauca* o *angustifolia*) (espadaña), que poseen, en general, buenas tolerancias específicas a determinados niveles y tipos de contaminantes. No todos los drenajes ácidos tienen las mismas características; algunos presentan mayor cantidad de acidez que otros o tienen disueltos en ellos metales en diferentes proporciones. Por otro lado la selección del tipo de planta a utilizar en el tratamiento de un determinado DAM va a depender del clima, hidrología y disponibilidad de nutrientes en las aguas a tratar (Ordóñez, 1999).

En la Tabla 2 se muestran las principales plantas en humedales construidos (Ordóñez, 1999).

**Tabla 2.** Plantas utilizadas en humedales construidos.

Nombre científico	Familia	Nombre científico	Familia
Plantas emergentes			
<i>Canna flaccida</i> (Salisbury, 1791)	Canaceae	<i>Glyceria maxima</i> (Hartman, 1820)	Poaceae
<i>Carex spp.</i> (Linnaeus, 1753)	Cyperaceae	<i>Phalaris arundinacea</i> (Linnaeus, 1753)	Poaceae
<i>Cyperus spp.</i> (Linnaeus, 1753)	Cyperaceae	<i>Phragmites australis</i> (Steudel, 1840)	Poaceae
<i>Eleocharis dulcis</i> (Henschel, 1833)	Cyperaceae	<i>Phragmites communis</i> (Trinius, 1820)	Poaceae
<i>Eleocharis sphacelata</i> (Brown, 1810)	Cyperaceae	<i>Sparganium eurycarpum</i> (Gray, 1856)	Typhaceae
<i>Juncus spp.</i> (Linnaeus, 1753)	Cyperaceae	<i>Typha angustifolia</i> (Linnaeus, 1753)	Typhaceae
<i>Schoenoplectus lacustris</i> (Palla, 1888)	Cyperaceae	<i>Typha domingensis</i> (Persoon, 1807)	Typhaceae

Continúa Tabla 2

Continúa Tabla 2

<i>Scirpus lacustris</i> (Linnaeus, 1753)	Cyperaceae	<i>Typha latifolia</i> (Meyer, 1818)	Typhaceae
<i>Scirpus fluviatilis</i> (Gray, 1856)	Cyperaceae	<i>Typha orientalis</i> (Presl, 1851)	Typhaceae
<i>Scirpus pungens</i> (Willdenow, 1837)	Cyperaceae	<i>Colocasia esculenta</i> (Schott, 1832)	Araceae
<i>Scirpus robustus</i> (Pursch, 1813)	Cyperaceae	<i>Zantedeschia aethiopica</i> (Linnaeus, 1753)	Araceae
<i>Scirpus validus</i> (Vahl, 1805)	Cyperaceae	<i>Iris pseudacorus</i> (Linnaeus, 1753)	Iridaceae
<b>Plantas sumergidas</b>			
<i>Egeria densa</i> (Planch, 1849)	Hydrocharitaceae	<i>Ceratophyllum demersum</i> (Linnaeus, 1753)	Ceratophyllaceae
<i>Elodea nuttallii</i> (St. Jhon, 1920)	Hydrocharitaceae	<i>Myriophyllum aquaticum</i> (Verdcourt, 1973)	Halogridaceae
<b>Plantas flotantes</b>			
<i>Azolla caroliniana</i> (Willdenow, 1810)	Salviniaceae	<i>Pistia stratiotes</i> (Linnaeus, 1753)	Araceae
<i>Eichhornia crassipes</i> (Solms, 1883)	Pontederiaceae	<i>Lemna minor</i> (Linnaeus, 1753)	Lemnaceae
<i>Lagarosiphon major</i> (Moss, 1928)	Hydrocharitaceae	<i>Lemna</i> spp. (Linnaeus, 1753)	Lemnaceae
<i>Salvinia rotundifolia</i> (Willdenow, 1810)	Salviniaceae	<i>Spirodela polyrhiza</i> (Linnaeus, 1753)	Lemnaceae
<i>Hydrocotyle umbellata</i> (Linnaeus, 1753)	Araliaceae	<i>Wolffia arrhiza</i> (Linnaeus, 1753)	Araceae
<i>Lemna gibba</i> (Linnaeus, 1753)	Araceae		

## Microorganismos

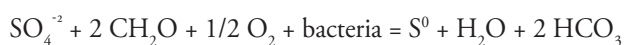
La presencia de microorganismos en los humedales artificiales para el tratamiento de los DAM influyen de un modo determinante en la purificación de las aguas ácidas; estos microorganismos tienden a aparecer en los humedales artificiales. En la materia orgánica compuesta de compost, estiércol, paja, aserrín, entre otros y plantas; proveen a los microorganismos de oxígeno y les da el hábitat necesario para que éstos se puedan desarrollar (Inga, 2011).

### Microorganismos reductores de sulfatos

Uno de los objetivos particulares en la aplicación de humedales en el tratamiento de efluentes mineros, consiste en la eliminación de los iones sulfatos. Este proceso es realizado por bacterias reductoras de  $SO_4^{=}$  de los géneros

*Desulfovibrio*, *Desulfotomaculum* y *Desulfuromonas* (Vymazal *et al.*, 1998).

Las bacterias utilizan la materia orgánica que se encuentra en el sustrato y los sulfatos disueltos en el agua como fuentes de energía para su metabolismo. Esta reducción bacteriana del sulfato genera ácido sulfhídrico, o azufre elemental, y alcalinidad mediante las siguientes reacciones ( $CH_2O$  es la representación genérica de la materia orgánica) (Skousen *et al.*, 1998).



La reducción microbiana de sulfatos es un proceso metabólico mediante el cual se reducen sulfatos y se producen sulfuros, acompañado de oxidación de materia



orgánica o hidrógeno ( $H_2$ ) y del aumento del pH y la alcalinidad (Marín *et al.*, 2007).

La temperatura juega un papel muy importante en la actividad de las bacterias sulfato-reductoras, disminuyendo en los meses más fríos, lo que provoca un menor rendimiento del sistema en período invernal (Pinedo, 2010).

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 (López *et al.*, 2002).

### Microorganismos oxidantes de metales

Uno de los principales problemas de los DAM es la cantidad de metales disueltos en estos, la oxidación y precipitación de los metales disueltos se pueden llevar a cabo mediante reacciones abióticas y bióticas. La oxidación biótica de los metales se lleva a cabo por la presencia de un sustrato metálico (un metal), un oxidante (el oxígeno) y un catalizador (las bacterias). Con este tipo de oxidación, suelen aparecer asociados microorganismos autótrofos oxidantes de hierro, tales como *T. ferrooxidans* (Leathen & Bradley, 1954), *Leptospirillum ferrooxidans* (Markosyan, 1972), *Acidianus brierleyi* (Zillig *et al.*, 1980) Segerer *et al.*, 1986, y los thiobacilos termofílicos. También pueden estar implicados otros autótrofos como *T. thiooxidans* (Waksman & Joffe, 1922) y ciertas bacterias de tipo heterotrófico (Ordóñez, 1999).

La oxidación de los metales se lleva a cabo en un ambiente rico en oxígeno. El sustrato oxigenado los humedales aerobios propicia la formación de un hábitat para que se desarrollen ciertas colonias de bacterias, como las antes mencionadas, 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 (López *et al.*, 2002).

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  $pH > 6$  la oxidación abiótica del Fe predomina sobre la oxidación bacteriana, invirtiéndose la relación a un  $pH < 5$ . La actividad catalizadora de la bacteria *T. 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  $Fe^{2+}$ . Para la oxidación abiótica del Mn se requiere un  $pH > 8$  y si

esta reacción es catalizada por microorganismos se puede efectuar hasta a un pH de 6 (Wildeman *et al.*, 1994). No obstante si el pH del afluente es inferior a 3, el humedal como sistema de tratamiento podría dejar de funcionar (López *et al.*, 2002).

### Prevención de la formación de DAM

La mejor forma de prevenir la formación de los DAM es evitar que los residuos minerales entren en contacto con el aire y el agua, de esta forma no se formarían (Aduvire, 2006). El control se puede hacer a través de la remoción de alguno de los componentes esenciales como son: sustrato mineral, oxidante y catalizador biológico. Algunas de las formas de controlarlas serían: mezclar las rocas potenciales generadoras de DAM con otro tipo de rocas o material alcalino cuyo fin sea neutralizadora o amortiguar las reacciones productoras de ácidos; cubrir con tierra, arcilla y coberturas sintéticas pueden ser puestas sobre la roca generadora de ácido, con el fin de minimizar la infiltración de agua y aire; introducir ciertos químicos que reducen a la bacteria (*T. ferrooxidans*) que cataliza las reacciones de la generación de ácido y coleccionar el drenaje ácido y someterlo a tratamiento, a través de métodos pasivos o activos (DAM, 2007).

### Tratamiento de DAM en las empresas mineras que operan en el Perú

Actualmente en nuestro país predominan los tratamientos activos, sin embargo algunas empresas mientras han manifestado su interés por los métodos pasivos para el tratamiento de sus efluentes (De la Cruz, 2006; SNMPE, 2007).

La minera Yanacocha en la actualidad hace uso de tratamientos activos para la remediación de sus DAM, pero tiene en proyecto la utilización de métodos de tratamientos pasivos (Huamán, 2018). La minera Antamina a principios del 2006 ya viene utilizando un sistema pasivo para el tratamiento de sus DAM, que vienen del botadero de Tucush, los cuales finalmente serán descargados al río Ayash. Por último se conoce que la Cía. Minas Buenaventura en la unidad de Orcopampa, se implementó satisfactoriamente esta nueva tecnología para el tratamiento de sus aguas ácidas, esto después de observar los resultados satisfactorios que se obtuvieron en otros países.

Inga (2011) evaluó el tratamiento de efluentes de la mina Comarsa, por el método pasivo de pantanos artificiales. Se aplicaron diversas técnicas para el tratamiento de drenaje ácido de mina por métodos pasivos. Inicialmente

se recolectó información de los puntos de descarga de ácido de mina y luego hizo pruebas para la neutralización del efluente con caliza a una granulometría diferente para ver cuál era la más conveniente a un nivel laboratorio. Luego de ello empezó a probar compost, aserrín, tierra negra, estiércol de manera independientemente cada uno en celdas diferentes y así evaluar cuál de ellos generaba mejores resultados en incrementos de pH y disminución de metales. Se creó un canal de aireación para que el  $Fe^{+2}$  pase a  $Fe^{+3}$  y así sea más fácil el proceso de eliminación o absorción del mismo cuando interactúen con las plantas. Los resultados que se obtuvieron a escala piloto fueron que al cabo de 60 días consecutivos, en los que se mostraron resultados positivos con todos los estratos ya sean independientes o combinados. Según la configuración definida para cada substrato por donde atravesaba el agua ácida se han obtenido valores físicos químicos en relación a la calidad de agua después que circula por cada celda de substratos. La investigación concluyó que el pH final a la salida de las celdas de plantas acuáticas incrementó a un rango de 6,5 a 7,5 con un promedio de 7,0, observándose la tendencia del pH a incrementarse.

### Minera Yanacocha

Yanacocha es una de las empresas mineras más grandes en el Perú, es la mayor mina aurífera de Sudamérica, la cual está situada a 48 km al norte de la ciudad de Cajamarca. Se sitúa a gran altura en la cordillera de los Andes, entre 3.400 y 4.120 msnm. El material explotado por esta minera presenta gran contenido de sulfatos, lo cual hace que sea un potencial generador de DAM. Las condiciones climáticas de la zona en que se encuentra este yacimiento minero se caracteriza por la presencia de precipitaciones, lo cual al entrar en contacto con el material removido durante las explotaciones incrementa las posibilidades de generación de DAM (Huaman, 2018).

Los drenajes ácidos en minera Yanacocha se someten a tratamiento activo (adición continua de reactivos químicos); cuya principal función es, neutralizar la acidez producida, y remover los metales tóxicos presentes en solución, para ello minera Yanacocha presenta instalaciones de tratamiento de aguas ácidas las cuales son: Planta de Tratamiento de Agua Ácida de La Quinua, planta de Proceso de Carachugo, lago del Tajo Maqui – Maqui Sur y planta de tratamiento de agua ácida de Yanacocha. Las aguas ácidas a tratar son recolectadas desde los puntos de origen de su generación, mediante un sistema de subdrenajes instalado en la fundación de

los mismos, y luego estos son llevados hacia las zonas de tratamientos (Huaman, 2018).

Los lodos producidos durante el tratamiento activo de los DAM contienen metales potencialmente tóxicos precipitados como hidróxidos o sales. Para evitar colmatación e ineficiencia del proceso, los lodos son removidos por gravedad de tanques sedimentadores y clarificadores y del fondo del lecho de los serpentines y son enviados para almacenamiento en canchas de lixiviación (Huaman, 2018).

Existe el proyecto de implementación de tratamientos pasivos para el tratamiento de DAM, debido a que estos pueden usarse como medidas de mitigación de las aguas ácidas a largo plazo.

Huamán (2018) realizó un estudio a escala de laboratorio utilizando agua ácida proveniente del depósito de desmonte de la zona norte de la Minera Yanacocha (Cajamarca), el objetivo era diseñar y evaluar el uso de un humedal para el tratamiento del DAM, para mejorar el pH y disminuir la concentración de metales para que la descarga de esta agua cumpla con los límites máximos permisibles exigidos por la legislación ambiental peruana. Se realizó un primer experimento utilizando compost (Yanahumus), agua ácida y tres especies de plantas: *P. australis*, *Hydrilla verticillata* (Royle, 1839) y *Scirpus holoschoenus* (Linnaeus, 1753), después de una evaluación de 8 horas se observó que el pH había aumentado de 3,4 a 7,2. Con estos resultados se desarrolló la fase de diseño del humedal, se construyeron 3 humedales con diferentes caudales (25, 30 y 35  $mL \text{ min}^{-1}$  respectivamente) y se hizo uso de las especies mencionadas inicialmente, obteniéndose en un periodo de 60 días los mejores resultados en el caudal de 25  $mL \text{ min}^{-1}$  en cuanto a disminución de la concentración de metales: Cd 91,4%, Cr 97,25 %, Cu 81 %, Fe 97,9%, Pb 27,5% y Zn 85,5%.

### Minera Cerro Verde

Cerro Verde está localizado a 32 km al sur oeste de Arequipa, la propiedad incluye tres concesiones mineras que cubren aproximadamente 20825 ha. Cerro verde es una mina a tajo abierto y explota cobre.

Según estudios realizados de drenaje ácido de rocas concluyen que la mayor parte del desmonte de la explotación de los sulfuros primarios es potencialmente generador neto de drenaje ácido de rocas. Sin embargo, es importante resaltar que aunque el desmonte tiene

potencial de generación de drenaje ácido de rocas, el clima árido y el bajo ritmo de lluvias reducen la posibilidad de que se produzca éste. La meteorología del área indica escasas precipitaciones e intensa evaporación.

Es importante notar que como parte del monitoreo actual que tiene implementado Sociedad Minera Cerro Verde aguas abajo del área del botadero oeste, en la quebrada Tinajones, se instalaron dos pozos para monitorear la calidad del agua en la quebrada. Después de aproximadamente 10 años de operación del botadero oeste, la calidad del agua subterránea no muestra signos de haber sido impactada y la acidez reportada muestra un pH de características neutras.

Sociedad Minera Cerro Verde desarrollará otros estudios a medida que avanza el desarrollo de la mina y el botadero, para determinar las medidas adecuadas que sea necesario implementar para asegurar la estabilidad química del botadero al momento del cierre del proyecto. Además, el plan de explotación minera considera extraer durante los últimos años de operación un material estéril que presenta una matriz con alteraciones potásicas, con bajo potencial de generación de drenaje ácido. Este material, que quedará en contacto con el ambiente (aguas lluvia y oxígeno), será utilizado como cobertura final para el botadero de estéril, minimizando con esto la eventual acidificación de las aguas lluvia o eventuales escorrentías superficiales por contacto con la roca estéril del botadero.

### Minera Antamina

Su yacimiento de cobre y zinc, estimado como el mayor del mundo, y con una vida útil estimada en 23 años, está ubicado en el Callejón de Conchucos (Ancash), a 450 km, aproximadamente, de Lima por carretera, y entre los 4200 y 4800 msnm.

En Minera Antamina existen diferentes tipos de desechos de rocas, los tipo corneana ("hornfels" en inglés), mármol y exoskarn no generan drenaje ácido de roca, los de tipo endoskarn muestra una generación incierta, mientras que los intrusivos indican ser un potencial generador de DAM. En esta compañía minera existe un plan para la disposición de las rocas en los botaderos, luego de estudios realizados a las rocas estas fueron clasificadas en tres clases, dependiendo si son reactivas, las cuales son depositadas en diferentes botaderos. Dentro de los controles ambientales está el manejo de aguas, a través de la instalación de posas de sedimentación, adición de reactivos químicos, derivación de aguas, entre otros (CMA, 2005).

Minera Antamina tiene un proyecto de tratamiento de agua basado en un método natural que consiste en el tratamiento de los humedales. The treatment wetlands, located at Quebrada (Valley) Tucush, have been designed to treat runoff from the waste rock dump that will be built soon at the headwaters of Quebrada Tucush, thus guaranteeing good water quality on a sustainable basis. Los humedales de tratamiento abarca una superficie de aproximadamente 4,2 has, ubicada en la Quebrada (Valle) Tucush, se han diseñado para el tratamiento de la escorrentía del vertedero de residuos de roca que se construirá próximamente en la cabecera de la Quebrada Tucush (CMA, 2005).

Este sistema viene funcionando desde principios del año 2006, tiene una capacidad de tratamiento estimado de aguas de minas por  $115 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$ , su objetivo principal es extraer el amonio y molibdeno del agua, de tal manera que esta pueda ser descargada al Río Ayash cumpliendo con los estándares de calidad de agua durante todo el año (Ly, 2009).

SNMPE (2007) señala que el humedal artificial Tucush de la compañía minera Antamina tiene buenos resultados, ya que la remoción del nitrato del sistema fue de 23% y del amonio 57,7% en un año de creación, utilizando las especies vegetales *Scirpus californicus* (Steudel, 1841) y *Juncus arcticus* (Lapeyrouse, 1813); de este modo asegura la buena calidad de descargas de la quebrada Tucush, que es afluente del río Ayash.

### Mina Orcopampa

En la unidad Orcopampa de la Cía. Minas Buenaventura en la Quebrada Tintaymarca, al observar los resultados satisfactorios que se vienen dando con la implementación de tratamientos pasivos en los EEUU, se implementó esta nueva tecnología, como parte del Programa de Adecuación y Manejo Ambiental (PAMA) cuyo procedimiento tiene dos fases: De laboratorio y la implementación en el terreno. Los resultados obtenidos han sido un éxito porque se logró disminuir la acidez, el contenido de los metales pesados hasta obtener los niveles máximos permisibles fijados por el sector (De la Cruz, 2006).

De la búsqueda y revisión de la bibliografía se seleccionó un total de 119 referencias; las cuales correspondieron a diferentes temas (Tabla 3) relacionados con el estudio de humedales artificiales.

**Tabla 3.** Relación de publicaciones seleccionadas por cada tema evaluado en el estudio de humedales artificiales para el tratamiento del DAM.

Temas	Referencias
Minería y efectos ambientales	(3), (8), (38), (44), (53), (59), (78), (118).
Tratamiento del DAM	(1), (5), (9), (12), (14), (17), (22), (24), (27), (29), (31), (35), (40), (42), (43), (44), (46), (61), (66), (69), (77), (80), (85), (89), (90), (112), (116), (117).
Tratamiento pasivo	(7), (11), (27), (39), (49), (52), (60), (69), (77), (88), (87), (91), (108).
Humedales artificiales	(2), (5), (7), (10), (13), (16), (19), (21), (28), (29), (31), (35), (36), (37), (48), (51), (55), (56), (58), (67), (68), (73), (76), (80), (81), (86), (93), (98), (100), (101), (106), (109), (110), (113), (114), (115), (119).
Humedales subsuperficiales	(6), (20), (26), (74), (75), (95)
Remoción de metales	(34), (41), (55), (63), (64), (79), (84), (92), (95), (115).
Plantas	(23), (30), (32), (33), (41), (72), (94), (100), (111).
Microorganismos	(18), (25), (45), (46), (50), (63), (65), (70), (71), (82), (83), (94), (96), (107).

En las referencias bibliográficas (R), los números respectivos están la final de cada publicación académica.

Respecto a la actividad minera, el aumento de la cantidad de explotación de minerales en nuestro país es beneficioso para la economía, pero; por otro lado significa que la cantidad de materiales estériles de las minas también aumentan de manera directamente proporcional a la cantidad de minerales explotados, y por consiguiente también aumentarían las posibilidades de generación de DAM; si es que, las empresas mineras no emplean un adecuado tratamiento de sus drenajes ácidos (Rimarachín & Huaranga, 2015).

El DAM se caracteriza por presentar una acidez elevada, la categoría de drenaje ácido varía dependiendo de la acidez, puede estar comprendida entre un pH de 2 a 4 (López *et al.*, 2002). Sin embargo, en la *Guía ambiental para el manejo de drenaje ácido de minas* (MINEM, 1997) se indica que los drenajes ácidos están comprendidos entre un pH de 1,5 a 7. Además, según la normativa peruana, para que las aguas puedan ser devueltas al medio ambiente deben de estar comprendidas entre un pH de 6 a 9, por lo que es imprescindible el tratamiento de las aguas ácidas producidas durante las actividades mineras (MINAM, 2010).

El tratamiento activo también conocido como tratamiento tradicional; es un método muy efectivo, pero tiene la desventaja de ser un tratamiento muy costoso, debido a que utiliza cal o caliza, la primera reacciona más rápidamente que la segunda y por lo tanto el agua tratada es decantada más rápidamente. Sin embargo la cal es más costosa que la caliza; es por ello que la segunda es la más

utilizada. Además, el tratamiento activo necesita de un mantenimiento permanente, lo que puede convertirse en un gran problema para las compañías mineras después del cierre de mina. El drenaje ácido puede perdurar por varios años en los que las compañías mineras tendrían que asumir el tratamiento de los DAM hasta su cese (López *et al.*, 2002).

López *et al.* (2002) y Ordóñez (1999), afirman que los tratamientos pasivos, son relativamente económicos con respecto a los activos, y requieren un mantenimiento mínimo. Este tipo de tratamientos se han venido implementando en países como EEUU, Inglaterra, Canadá, obteniéndose buenos resultados en el tratamiento de los DAM. Los humedales construidos también pueden considerarse procesos rentables siempre que el proceso sea cuidadosamente diseñado tomando en cuenta lo sugerido por Wildeman *et al.* (1994) que incluye: (1) estudios de laboratorio, (2) estudios a escala de banco de estudios, (3) sistemas de escala piloto, y (4) sistemas de escala completa.

El tratamiento pasivo de humedales artificiales simula las características de los humedales naturales y cumplen una mejor función en la depuración de las aguas que los humedales naturales. Los humedales artificiales son fabricados específicamente para el tratamiento de drenajes ácidos, cuyas características fisicoquímicas se conocen de antemano. Los humedales artificiales requieren un mantenimiento mínimo y pueden ser aplicados en minas ubicadas en lugares remotos o abandonados donde un



tratamiento activo sería difícil, atenuando y mitigando el impacto negativo del DAM. Esta tecnología combina procesos biológicos, geoquímicos y físicos de origen natural que son utilizados para la remediación a largo plazo del agua de la mina, dependiendo del tamaño y diseño. Este tipo de sistemas requerirían rehabilitación cada 5 a 10 años, pero su vida útil prevista es alrededor de 20 años (Skousen *et al.*, 2017). Diversos estudios muestran la eficiencia de los humedales artificiales para el tratamiento del DAM disminuyendo la concentración de metales pesados.

Nelson *et al.* (2006) discutieron la eliminación de metales por sistemas de humedales artificiales que tratan el agua rica en metales en Carolina del Norte (USA), y específicamente en este caso tenían niveles elevados de mercurio, cobre, zinc y plomo. Sin embargo, a pesar que el agua tratada no era DAM, y por lo tanto no era ácida; fue capaz de eliminar más del 80% del cobre y el mercurio, y observaron que los sistemas eran poco profundos y principalmente aeróbicos.

Sheridan *et al.* (2013) informaron sobre el uso de un humedal artificial utilizando una matriz de carbón vegetal y una matriz de escoria de la combustión de oxígeno básico (BOF) para tratar el DAM. En su estudio, utilizaron dos soluciones DAM artificiales que contenían 6000 ppm de sulfato, 2000 ppm de hierro, una con un pH de 4 y la otra con un pH de 1,35. Tanto el carbón como los BOF eliminaron más del 75% del sulfato y casi todo el hierro. El pH se incrementó significativamente en todos los casos.

Sin embargo, Nyquist & Greger (2009) evaluaron la capacidad de los humedales construidos sobre embalses de relaves de la mina Kristineberg (Suecia) para prevenir la formación del DAM y sobre DAM ya formado, se construyeron 4 humedales de flujo superficial a pequeña escala con plantas emergentes *P. australis*, *Carex rostrata* Stokes, 1787 y *Eriophorum angustifolium* Honck, 1782 para analizar los metales, el sulfato, el pH y el potencial redox. Los resultados mostraron que las concentraciones de Fe, Zn, Cd y sulfato y pH no cambiaron en los humedales que trataron el DAM, no obstante, la concentración de Cu disminuyó en un 36-57%, con una disminución mayor en los humedales con presencia de plantas. En el caso de las aguas del embalse observaron que las concentraciones de metales disminuyeron, las concentraciones de sulfato aumentaron y el pH disminuyó; sugiriendo estos resultados la oxidación del sulfuro de los relaves de la mina. Las plantas emergentes aumentaron el pH, disminuyeron el potencial redox y aumentaron las concentraciones de metal en el sustrato.

Estos resultados sugieren que los humedales construidos no fueron adecuados para tratar DAM muy severo, pero si como método preventivo.

De Matos & Zhang (2011) mostraron el uso de humedales artificiales para el tratamiento del DAM permitiendo la descarga final a ecosistemas naturales. El estudio se realizó en España y describió dos sistemas: un humedal de compost de flujo horizontal seguido de un drenaje de piedra caliza anóxica y un segundo sistema que comprende un sistema de flujo vertical en capas (con agua libre, material orgánico y piedra caliza), seguido de una serie de humedales aeróbicos. Estos sistemas trataron diferentes flujos de DAM, el primero fue diseñado para un DAM más ácido. En el primer sistema, el pH se incrementó de 4 a 6,8; se eliminó el 90% del hierro, pero solo se eliminó el 30% del manganeso. El segundo sistema eliminó 71% de hierro, 80% de aluminio presente y 60% de manganeso.

Diferentes resultados obtuvieron Dufresne *et al.* (2015) que realizaron pruebas de laboratorio a pequeña escala con cola de caballo *T. latifolia*. El DAM de pH 4,2, contenía un promedio de 38,0 mg·L<sup>-1</sup> Fe, 2,6 mg·L<sup>-1</sup> Mn, 0,4 mg·L<sup>-1</sup> Ni y 9,0 mg·L<sup>-1</sup> Zn; el caudal fue de 1,5 mL·min<sup>-1</sup>. La eficiencia de los humedales construidos fue evaluada durante un período de tres meses. La eficiencia de eliminación de Fe y Zn después del tratamiento fue de hasta el 99%, a pH neutro. Sin embargo, la eliminación de Mn y Ni, así como de sulfato fue no significativa.

Hallberg & Johnson (2005), indican que el manganeso es difícil de eliminar dentro de un sistema de humedales. Es difícil oxidar Mn (II) a Mn (IV), que es la forma insoluble. Normalmente, esto requiere un pH > 8 y no suele formar un sulfuro insoluble. Por lo tanto, los humedales artificiales pueden ser menos útiles como tecnología de tratamiento si la eliminación de Manganeso es una prioridad.

Un componente importante en los humedales artificiales son las interacciones entre microorganismos y plantas, las cuales desempeñan un papel crucial en la remoción de metales pesados, principalmente por la simbiosis que promueve el crecimiento de las plantas y los mecanismos de tolerancia de metales pesados (Muñoz *et al.*, 2006; Srivastava *et al.*, 2017).

Luego de varias experiencias ha prevalecido la utilización de plantas emergentes, especialmente del género *Typha*, además de *P. australis* y *S. lacustris* (Ordóñez, 1999). Dichos autores también manifiestan que la vegetación juega un papel muy importante en el tratamiento de los

DAM debido a la transferencia de oxígeno a través de las raíces y rizomas de las plantas en el fondo de las balsas de tratamiento. Además la vegetación proporciona un medio para el desarrollo de microorganismos que llevan a cabo un tratamiento biológico. Por último la vegetación sirve para estabilizar el sustrato, suministrar a éste adicionalmente materia orgánica y mejorar la estética del humedal.

En los humedales aerobios artificiales se crea un ambiente propicio para el desarrollo de plantas como *Typha*, *Equisetum*, carrizo, junco, entre otros. Las plantas acuáticas liberan oxígeno por sus raíces y rizomas, además hay una bioacumulación de metales en las raíces y partes emergentes de las plantas (López *et al.*, 2002). Según Marín *et al.* (2007) mencionan que los géneros utilizados son *Phragmites* Adans., 1763, *Cyperus* Linneo, 1753, *Typha*, *Juncus* Linneo, 1753, *Villarsia* (Vent, 1803) y *Spartina* (Schreb., 1789).

Adicionalmente, Kadlec *et al.* (2000), menciona que las plantas del humedal pueden potencialmente estimular el crecimiento de bacterias que oxidan el metal por transferencia del oxígeno en la rizósfera. De la misma manera Skousen *et al.* (1998) acentúa la capacidad de las plantas de los humedales de estimular procesos microbianos. La utilización de una u otra planta dependerá de la resistencia que presente cada una de ellas a las condiciones extremas de los DAM, el tipo de drenaje a tratar; pues no todos los DAM tienen las mismas características. Además, se debe tener en cuenta la utilización de plantas que crezcan en los alrededores o las que se adapten al lugar.

Türker *et al.* (2013) evaluaron la capacidad de un humedal construido a pequeña escala y con un policultivo de flujo subsuperficial para tratar el efluente de una mina de boro, mina de bórax más grande del mundo (Kırka, Turquía) en condiciones de campo. El humedal experimental se vegetó con caña común (*P. australis*) y totora (*T. latifolia*). Los resultados mostraron que las concentraciones de Boro del efluente de la mina disminuyeron de 187 a 123 mg·L<sup>-1</sup> (tasa de remoción del 32 %) en promedio. Los individuos de *T. latifolia* absorbieron un total de 250 mg·kg<sup>-1</sup>, mientras que *P. australis* en el humedal absorbió un total de 38 mg·kg<sup>-1</sup> de Boro durante el período de la investigación.

Similares resultados encontró Ruiz-López, *et al.* (2010) utilizando *T. latifolia* para la extracción de Cd y Zn obteniendo resultados que muestran valores de remoción del orden del 90% en los sistemas con plantas y del 40% en los sistemas sin plantas, para ambos metales. Además, se encontró que esta especie vegetal puede soportar

las condiciones de acidez, características de este tipo de aguas residuales, y se comprobó que es una especie acumuladora de metales, ya que las concentraciones de metales acumuladas en la parte aérea fueron mayores en comparación con las encontradas en la zona radicular.

Sin embargo, Karathanasis & Johnson (2003) señala que la contribución principal de la planta es a través de la estabilización del sustrato, la unión microbiana y la oxidación de la rizósfera en lugar de la fitorremediación. Ellos evaluaron el potencial de bioacumulación de metal de la vegetación hidrofítica en un humedal construido en el Condado de McCreary, Kentucky, EE. UU; para tratar un efluente de mina con un promedio de 787 mg·L<sup>-1</sup> Fe, 12,6 mg·L<sup>-1</sup> Al, 10,9 mg·L<sup>-1</sup> Mn, y 2,244 mg·L<sup>-1</sup> de acidez. Se utilizaron las plantas cola de gato (*T. latifolia*), torbellino (*Scirpus validus*) y el girasol de semilla de garrapata (*Bidens aristosa*). Se tomaron muestras y se analizaron para Al, Fe y Mn, de modo que se puedan establecer relaciones sobre su capacidad para bioacumular metales de las aguas residuales. Los resultados mostraron que el Al y el Fe se retuvieron, principalmente en las raíces de las plantas, mientras que el Mn fue más móvil en toda la planta. La bioacumulación de hierro fue similar para las tres especies de plantas con altos gradientes de concentración de metales, pero algo reducida en *T. latifolia* con bajos gradientes de concentración. *S. validus* fue la especie más tolerante al Al, considerando su mayor potencial de bioacumulación de Al en gradientes de alta concentración de metales. Todas las plantas bioacumularon algo de Al, Fe y Mn, pero sus concentraciones fueron bastante minúsculas en comparación con la retención total de metal por el sustrato del humedal.

Con respecto a las bacterias, las bacterias sulfo – reductoras que aumentan el pH y la alcalinidad de las aguas contaminadas son de los géneros *Desulfovibrio* (Kluyver & Van Niel, 1936), *Desulfotomaculum* (Campbell & Postgate, 1965) y *Desulfuromonas* (Pfennig & Biebl, 1977) (Marín *et al.*, 2007). Las bacterias sulfo – reductoras son utilizadas para el tratamiento de aguas con escasa cantidad de oxígeno disuelto, y estas tienen la misión de elevar el pH de los DAM en combinación con cal o caliza que también se emplea en algunos sistemas de tratamientos pasivos.

En el caso de los humedales aerobios, la bacteria más conocida en la oxidación de metales para los DAM es *T. ferrooxidans* (López, 2002). A pH>6 la oxidación abiótica del Fe predomina sobre la oxidación bacteriana, invirtiéndose la relación a un pH<5. La actividad catalizadora de la bacteria *T. ferrooxidans* depende del

pH siendo máxima a un pH 2-3 (Kleinmann *et al.*, 1981).

Panda *et al.* (2016) señalan el papel de los microorganismos sulfidogénicos en la biorremediación de efluentes ácidos de minas. Informan que se han identificado más de 30 bacterias diferentes (o cepas de las mismas) y más de 25 arqueas dentro de los ecosistemas del DAM. Indican importancia de comprender la microbiología y los ecosistemas microbianos explícitamente, ya que los microbios (bacterias y arqueas) son responsables de un gran porcentaje de la eliminación de sulfato. De la Cruz (2006) afirma que la oxidación de bacterias a pH menor de 4 se hace más rápido por acción de bacterias del género *Thiobacillus* (Beijerinck, 1904), y menciona a *Thiobacillus denitrificans* (Kelly & Harrison, 1989) como mediador de la oxidación de pirita.

Las condiciones climáticas son factores importantes en el desempeño de un humedal artificial, ya que las temporadas de lluvias intensas en algunas zonas mineras cambia la dinámica bioquímica del sistema (Kuyucak *et al.*, 2006; Hallberg & Johnson, 2005). Como refieren Schrauf & Smith (2005), y Wieder (1993), condiciones más frías afectan la velocidad de producción, con que el humedal es capaz de retirar contaminantes. La estación y la temperatura, controlan la capacidad reductora de sulfato y secuestro de metales pesados (Wu *et al.*, 2013; Stein *et al.*, 2007). Según López *et al.* (2002), el rendimiento de los humedales aerobios disminuye en épocas de frío. Esto se debe probablemente a que la actividad de las bacterias no es la mejor en épocas de invierno, siendo este un problema especialmente para proyectos localizados en los Andes. Sin embargo este problema podría remediarse al usar humedales subsuperficiales, ya que éstos aíslan a los microorganismos de la atmósfera fría (Reed, 1993; Reed & Brown, 1995; Wittgren & Maehlum, 1997; Picard *et al.*, 2005; Younger *et al.*, 2002; Werker *et al.*, 2002).

Analizando el rendimiento del tipo de humedal artificial, se observa que para algunos metales la eficiencia de remoción varía al usar humedales superficiales o humedales subsuperficiales (Sheoran, 2017). Por ejemplo, mejor remoción ha sido lograda para Al, Mn, Ni, y Zn en sistemas de humedales artificiales subsuperficiales (Sheoran, 2017; Sheoran & Sheoran, 2006; Nyquist & Greger, 2009) comparado con la de humedales artificiales superficiales. Por otro lado, los metales como Fe pueden ser removidos eficientemente por ambos tipos de sistemas de humedales construidos con eficiencias de hasta el 92% (Karathanasis & Johnson, 2003; Woulds & Ngwenya, 2004; Sheoran & Sheoran, 2006; Gikas *et al.*, 2013; Younger & Henderson, 2014; Dufresne *et al.*, 2015).

Toda la bibliografía revisada correspondiente a los humedales artificiales coincide en que la neutralización se mantiene durante mucho tiempo; no obstante, la mayor parte de ellos también reconoce que la continua precipitación satura los humedales y disminuye la biota necesaria para llevar adelante los procesos. Esta saturación puede ocurrir luego de un par de años pero hay casos reportados en los cuales la calidad del DAM causa el problema en menos de siete meses. Sin embargo, cuando estos procesos se hacen más y más seguidos, el tratamiento puede llegar a dejar de considerarse "pasivo", ya que al saturarse conllevaría a un mantenimiento (Skousen, 1998). Por lo tanto, la retención de sulfuros e hidróxidos de hierro en los humedales no está bien comprendida en el largo plazo.

El área de los humedales artificiales aeróbicos también es un inconveniente para el caso del relieve quebrado de muchas de las zonas mineras de cordillera, en nuestro país en las zonas altoandinas; por lo que los humedales anaeróbicos serían más recomendables por su menor tamaño.

Se concluye que el tratamiento pasivo mediante humedales artificiales es una alternativa eficaz para el tratamiento del drenaje ácido de mina. La elección de que opción usar para el tratamiento del DAM está en función de costos ambientales y económicos. El humedal anaerobio tiene un mejor funcionamiento que el humedal aerobio en la reducción de acidez y de metales pesados provenientes del DAM. Los sistemas de humedal artificial de flujo subsuperficial son sugeridos para un tratamiento eficiente del DAM. Las interacciones sinérgicas entre los componentes del humedal artificial determinan la remoción del metal pesado del DAM. La interacción planta microorganismo es considerada la más importante ya que implica mecanismos de simbiosis para la remoción y tolerancia de los metales pesados. Existen empresas mineras como Yanacocha, Antamina y la Mina Orcopampa que tienen en proyecto el uso de tratamientos pasivos para la remediación de sus DAM.

## REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Akcil, A. & Koldas, S. 2006. Acid mine drainage (AMD): causes, treatment and case studies. *Journal of Cleaner Production*, 14: 1139-1145. (R-1)
- Arias, C. & Brix, H. 2003. Humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales. *Revista Ciencia e Ingeniería Neogranadina*, 13: 17-24. (R-2)

- Bell, F. & Donnelly, L. 2006. *Mining and its impact on the environment*. Taylor and Francis, New York, New York, USA. 560 p. (R-3)
- Bobenrieth, M. 1994. *El artículo científico original. Estructura, estilo y lectura crítica*. Granada: EASP. 164 p. (R-4)
- Brooks, R., Samuel, D. & Hill, J. 1985. *Wetlands and water management on mined lands*. Conference proceedings, 23-24 October. Pennsylvania State University, State College, Pennsylvania. 393 pp. (R-5)
- Carballeira, T.; Ruiz, I. & Soto, M. 2017. Aerobic and anaerobic biodegradability of accumulated solids in horizontal subsurface flow constructed wetlands. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 119: 396–404. (R-6)
- Christ, M. 2014. *Operation and Maintenance of Passive Acid Mine Drainage Treatment Systems A Framework for Watershed Groups*. West Virginia Department of environmental protection. 49 pp. (R-7)
- CMA. 2005. en: [http://www.antamina.com/03\\_ambiente/En\\_p23.html](http://www.antamina.com/03_ambiente/En_p23.html) (R-8)
- Cravotta, C. & Watzlaf, G. 2003. *Design and Performance of Limestone Drains to Increase pH and Remove Metals from Acidic Mine Drainage*. Handbook of Groundwater Remediation Using Permeable Reactive Barriers, 19–66. (R-9)
- De la Cruz, E. 2006. Mitigación de drenaje en minas subterráneas aplicando fangos artificiales. Caso: mina Orcopampa. *Revista del instituto de investigaciones de la Facultad de Geología, Minas, Metalurgia y Ciencias Geográficas*, 9: 69-74. (R-10)
- De Matos, M. & Zhang, Z. 2011. Mining acid rock passive treatment for closure of a lignite mine in Spain: Achieving necessary water quality for discharge into lakes and drinking water reservoirs. *Lakes and Reservoirs: Research and Management*, 16: 195–204. (R-11)
- DAM (Drenaje Ácido de Minas). 2007. Consultado el 16 de setiembre del 2010 en: [http://www.ecoamerica.cl/pdf\\_notas/67/eco67\\_18-21.pdf](http://www.ecoamerica.cl/pdf_notas/67/eco67_18-21.pdf) (R-12)
- Dufresne, K.; Neculita, C.M.; Brisson, J. & Genty, T. 2015. *Metal retention mechanisms in pilot-scale constructed wetlands receiving acid mine drainage*. In Proceedings of the 10th ICARD (International Conference on Acid Rock Drainage)-IMWA (International Mine Water Association), Santiago, Chile, 1-6. (R-13)
- Eger, P. 1994. Wetland Treatment for Trace Metal Removal from Mine Drainage: The Importance of Aerobic and Anaerobic Processes. *Water Science and Technology*, 29: 249–256. (R-14)
- Escobar, J. 2003. *La contaminación de los ríos y sus efectos en las áreas costeras y el mar*. Naciones Unidas. Impreso en Naciones Unidas, Santiago de Chile. 63 p. (R-15)
- Ettner, D. 1999. *Pilot scale constructed wetland for the removal of nickel from tailings drainage, Southern Norway*. IMWA Congress, Mine, Water & Environmental, 1: 207-211. (R-16)
- Gazea, B.; Adam, K. & Kontopoulos, A., 1996. A review of passive systems for the treatment of acid mine drainage. *Minerals Engineering*, 9:23–42. (R-17)
- Gerhardt A.; Bisthoven L. & Soares, A. 2004. Macroinvertebrate response to acid mine drainage: community metrics and on-line behavioural toxicity bioassay. *Environmental Pollution*, 130:263–74. (R-18)
- Ghermandi, A.; Van den Bergh, L.; Brander, H.; De Groot, A. & Nunes, P. 2010. Values of natural and human-made wetlands: A meta-analysis, *Water Resources Research*, 46: 1-12. (R-19)
- Gikas, P.; Ranieri, E. & Tchobanoglous, G., 2013. Removal of iron, chromium and lead from wastewater by horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Journal of Chemical Technology Biotechnology*, 88:1906–1912. (R-20)
- Giosa, E.; Mammides, C. & Zotos, S. 2018. The importance of artificial wetlands for birds: A case study from Cyprus. *PLoS ONE*, 13: 1-18. (R-21)
- Gordon, H. 1983. Mine Water Pollution – An overview of problems and control strategies in the United Kingdom. *Water Science and Technology*, 15: 59–70. (R-22)
- Goulet, R. & Pick, F. 2001. The effects of cattails (*Typha latifolia* L.) on concentrations and partitioning



- of metals in surficial sediments of surface-flow constructed wetlands. *Water, Air, and Soil Pollution*, 132: 275–291. (R-23)
- Gray, N. 1998. Acid Mine Drainage composition and the implications for its impact on lotic systems. *Water Research*, 32: 2122-2134. (R-24)
- Hallberg, K. & Johnson, D. 2005. Microbiology of a wetland ecosystem constructed to remediate mine drainage from a heavy metal mine. *Science of the Total Environment*, 338:53–66. (R-25)
- Halverson, N. 2004. *Review of Constructed Subsurface Flow vs. Surface Flow Wetlands*. U.S. Department of Energy, Washington, DC. (R-26)
- Hamilton, Q.; Lamb, H. M.; Hallett, C. & Proctor, J. 1999. Passive treatment systems for the remediation of acid mine drainage at wheal Jane, Cornwall. *Water and Environment Journal*, 13: 93–103. (R-27)
- Hammer, D. & Bastian, R. 1989. *Wetland Ecosystem Natural Water Purifiers*. In *Constructed Wetlands for Wastewater Purifiers*. In: Hammer, D.A., Ed., *Constructed Wetlands for Waste Water Treatment: Municipal, Industrial and Agriculture, Proceedings*. First International Conference of Constructed Wetlands for Waste Water Treatment, Chattanooga, 13-17 June 1988, 508-514. (R-28)
- Huamán, C. 2018. *Tratamiento de drenaje ácido del depósito de desmonte insuitable IV Yanacocha norte por el proceso de humedales en serpiente*. Tesis de pregrado. UPN, Facultad de Ingeniería. 103p. (R-29)
- Huntsman, B.; Solch, J. & Porter, M. 1978. *Utilization of Sphagnum species dominated bog for coal acid mine drainage abatement*. Abstracts, 91<sup>st</sup> annual meeting. (R-30)
- Inga, E. 2011. *Tratamiento de efluentes por el método de pantanos artificiales (Wetland)*. Tesis MSc, Universidad Nacional de Ingeniería. Lima. (R-31)
- Janadeleh H.; Hosseini, A. & Nabavi, S. 2016. Investigation on concentration of elements in wetland sediments and aquatic plants. *Global Journal of Environment Science and Management*, 2: 81-93. (R-32)
- Jensen, A. & Webb, C. 1995. Ferrous sulphate oxidation using thiobacillus ferrooxidans: a review. *Process Biochemistry*, 30: 225–236. (R-33)
- Johnson, D. 2000. *Biological removal of sulfurous compounds from inorganic wastewaters*. In: Lens, P. & Hulshoff, P.L. (eds). *Environmental Technologies to Treat Sulfur Pollution: Principles and Engineering*. London International Association on Water Quality pp. 175– 206. (R-34)
- Johnson, D. & Hallberg, K. 2005. Acid mine drainage remediation options: a review. *Science of the Total Environment*, 338: 3–14. (R-35)
- Kadlec, R. & Knight, R. 1996. *Treatment wetlands*, 1<sup>st</sup> Edition, CRC Press, Boca Raton, USA. (R-36)
- Kadlec, R.H.; Knight, R.; Vymazal, J.; Brix, H.; Cooper, P. & Haberl, R. 2000. *Constructed wetlands for pollution control: processes, performance, design and operation*. Scientific and technical report N°:8. International Water Association, Londres. 156 p. (R-37)
- Kahatt, K. & Azerrad, C. 2008. *Evaluación del Impacto Ambiental en Minería: a propósito del Nuevo Reglamento de Protección Ambiental para las Actividades de Exploración Minera*, Revista de Derecho Administrativo, 6:1-16. (R-38)
- Kalin, M. 2004. Passive mine water treatment: the correct approach? *Ecological Engineering*, 22: 299–304. (R-39)
- Kalin, M.; Fyson, A. & Wheeler, W. 2006. The chemistry of conventional and alternative treatment systems for the neutralization of acid mine drainage. *Science of The Total Environment*, 366: 395–408. (R-40)
- Karathanasis, A.D. & Johnson, C.M. 2003. Metal removal potential by three aquatic plants in an acid mine drainage wetland. *Mine Water and the Environment*, 22: 22–30. (R-41)
- Kefeni, K.; Msagati, T. & Mamba, B. 2017. Acid mine drainage: Prevention, treatment options, and resource recovery: A review. *Journal of Cleaner Production*, 151: 475–493. (R-42)
- Kepler, D. & McCleary, E. 1994. *Successive alkalinity producing systems (SAPs) for the treatment of acidic mine drainage*. In: Proc 3<sup>rd</sup> Int Conf on the Abatement of Acidic Drainage. Bureau of

- Mines Spec Publ SP 06A-94, 1: 195-204. (R-43)
- Kim, J.-Y. & Chon, H.-T. 2001. Pollution of a water course impacted by acid mine drainage in the Imgok creek of the Gangreung coal field, Korea. *Applied Geochemistry*, 16: 1387–1396. (R-44)
- Kleinmann, R. 1991. *Biological treatment of mine water-an overview*. In: Proceedings of the 2<sup>nd</sup> ICARD, Montreal, Canada, pp 27–42. (R-45)
- Kleinmann, R.; Crerar, D. & Pacelli, R. 1981. Biogeochemistry of acid mine drainage and a method to control acid formation. *Mining Engineering*, 33: 300-303. (R-46)
- Kleinmann, R.; Hedin, R. & Nairn RW. 1998. *Treatment of mine drainage by anoxic limestone drains and constructed wetlands*. In: Geller A, Klapper H, Salomons W, editors. *Acidic Mining Lakes: Acid Mine Drainage, Limnology and Reclamation*. Berlin7 Springer; pp. 303– 319. (R-47)
- Kusler J.A.; Mitsch, W.J. & Larson, J.S. 1994. Humedales. *Investigación y Ciencia*, 210: 6-13. (R-48)
- Kuyucak, N.; Chabot, F. & Martschuk, J. 2006. *Successful implementation and operation of a passive treatment system in an extremely cold climate, northern Quebec, Canada*. In: Proceedings of the 7<sup>th</sup> ICARD, St. Louis MO, pp 980–992. (R-49)
- Leathen, W.W.; Braley, S.A. & McIntyre, L.D. 1953. The role of bacteria in the formation of acid from certain sulfuritic constituents associated with bituminous coal. *Applied Microbiology*, 1: 61-68. (R-50)
- Llagas, W. & Gómez, E. 2006. Diseño de humedales artificiales par para el tratamiento de aguas residuales en la UNMSM. *Revista del Instituto de Investigaciones*, 17: 1-12. (R-51)
- López, E.; Alduvire, O. & Baretino, D. 2002. Tratamientos pasivos de drenajes ácidos de mina: estado actual y perspectivas de futuro. *Boletín Geológico y Minero*, 113: 3-21. (R-52)
- Ly, M. 2009. *Perspectiva de la Biominería en el Perú*. [http://www.perubiotec.org/PDFs/15\\_M\\_Ly-Biomineria\\_en\\_Peru.pdf](http://www.perubiotec.org/PDFs/15_M_Ly-Biomineria_en_Peru.pdf) (R-53)
- Maeda, J. 2006. *Las Leyes de la Simplicidad*. Ed. Gedisa. Barcelona, España. 128 pp. (R-54)
- Marchand, L.; Mench, M.; Jacob, D.L. & Otte, M.L. 2010. Metal and metalloid removal in constructed wetlands, with emphasis on the importance of plants and standardized measurements: A review. *Environmental Pollution*, 158: 3447–3461. (R-55)
- Marín, J.; López, A.; Behling, E.; Rincón, N.; Díaz, A. & Fernández, N. 2007. Humedales construidos para el tratamiento de drenajes de una mina carbonífera. *Ciencia*, 15: 21-34. (R-56)
- Matagi, S.; Swai, D. & Mugabe, R., 1998. A review of heavy metal removal mechanisms in wetlands. *African Journal for Tropical Hydrobiology and Fisheries*, 8: 23–35. (R-57)
- Mayes, W.; Batty, L.; Younger, P; Jarvis, A; Kõiv, M.; Vohla, C. & Mander, U. 2009. Wetland treatment at extremes of pH: A review. *Science of the Total Environment*, 407: 3944–3957. (R-58)
- McCarthy, T. 2011. The impact of acid mine drainage in South Africa. *South Africa Journal of Science*, 107:1-7. (R-59)
- Méndez, L.; Beltrán, V. & De la Cruz, L. 2001. Tratamiento pasivo (wetland) en aguas de minas de la Cia. de minas Buenaventura S.A.A. *Revista del Instituto de Investigaciones de la Facultad de Geología, Minas, Metalurgia y Ciencias Geográficas*, 4: 1-3. (R-60)
- Ministerio de energía y minas (MINEM). 1997. *Guía ambiental para el manejo de drenaje ácido de minas*. Lima. Perú. (R-61)
- Ministerio del Ambiente, MINAM, 2010. Decreto Supremo N° 010-2010-MINAM: *Aprueban los Límites Máximos Permisibles - LMP, para la descarga de efluentes líquidos de Actividades Minero – Metalúrgicas*. (R-62)
- Muñoz, R., Alvarez, M.T., Muñoz, A., Terrazas, E., Guieysse, B., & Mattiasson, B. 2006. Sequential removal of heavy metals ions and organic pollutants using an algal-bacterium consortium. *Chemosphere*, 63: 903–911. (R-63)
- Nelson, E.; Specht, W. & Knox, S., 2006. Metal removal from water discharges by a constructed treatment wetland. *Engineering in Life Science*, 6:26–30. (R-64)

- Nemati, M.; Harrison, S.; Hansford, G. & Webb, C. 1998. Biological oxidation of ferrous sulphate by *Thiobacillus ferrooxidans*: a review on the kinetic aspects. *Biochemical Engineering Journal*, 1: 171–190. (R-65)
- Nieto, J.; Sarmiento, A.; Olias, M., Ca'novas, C.; Riba, I.; Kalman, J. & Delvalls, T. 2007. Acid mine drainage pollution in the Odiel and Tinto rivers (Iberian Pyrite Belt, SW Spain) and bioavailability of the transported metals to the Huelva estuary. *Environment International*, 33: 445–455. (R-66)
- Noller, B.; Woods, P. & Ross, B. 1994. Case studies of wetland filtration of mine waste water in constructed and naturally occurring systems in northern Australia. *Water, Science and Technology*, 29: 257–265. (R-67)
- Nyquist, J. & Greger, M. 2009. A field study of constructed wetlands for preventing and treating acid mine drainage. *Ecological Engineering*, 35: 630–642. (R-68)
- Ordoñez, A. 1999. *Sistemas de tratamiento pasivo para aguas acidas de mina*. Tesis doctoral. Universidad de Oviedo. España. (R-69)
- Panda, S.; Mishra, S. & Akcil, A., 2016. Bioremediation of acidic mine effluents and the role of sulfidogenic biosystems: a mini-review. *Euro-Mediterranean Journal for the Environmental Integration*, 1:1–8. (R-70)
- Peppas, A.; Komnitsas, K. & Halikia, I. 2000. Use of organic covers for acid mine drainage control. *Minerals Engineering*, 13: 563–574. (R-71)
- Picard, C. R.; Fraser, L.H. & Steer, D. 2005. The interacting effects of temperature and plant community type on nutrient removal in wetland microcosms. *Bioresource Technology*, 96: 1039–1047. (R-72)
- Pinedo, J. 2010. *Neutralización de aguas ácidas de mina por pantanos artificiales*. Informe de suficiencia para optar el Título profesional de Ingeniero metalurgista. Universidad Nacional de Ingeniería. (R-73)
- Reed, S.C. & Brown, D.S., 1995. Subsurface flow wetlands – a performance evaluation. *Water Environment Research*, 67: 244–248. (R-74)
- Reed, S.C. 1993. *Subsurface Flow Constructed Wetlands for Wastewater Treatment—a Technology Assessment*. The United States Environmental Protection Agency, EPA 832-R-93-008. (R-75)
- Reed, S.C. & Brown, D.S. 1992. Constructed wetland design—The first generation. *Water Environment Research*, 64: 776–781. (R-76)
- Rimarachín, P. & Huaranga, F. 2015. Tratamiento de aguas de efluentes minero – metalúrgicos utilizando, métodos pasivos y activos en sistemas experimentales. *Scienco*, 18: 20–29. (R-77)
- Robles, V. 2007. *Caracterización hidrogeológica de la sierra de Cartagena – La Unión (SE de la península ibérica)*. Impacto de la minería abandonada sobre el medio hídrico. Tesis doctoral. Universidad Politécnica de Cataluña. España. (R-78)
- Ruiz-López, V.; González-Sandoval, M.; Barrera-Godínez, J.; Moeller-Chávez, G.; Ramírez-Camperos, E. & Durán-Domínguez-de-Bazúa, M. 2010. Remoción de Cd y Zn de una corriente acuosa de una empresa minera usando humedales artificiales. *Tecnología, Ciencia, Educación*, 25: 27–34. (R-79)
- Schrauf, T. & Smith, M. 2005. *Humedales de tratamiento de drenaje de mina*. Revista Minería. Lima. Perú. (R-80)
- Scott, D. & Carbonell, M. 1986. *Inventario de Humedales de la Región Neotropical*. International Waterfowl Research Bureau (IWRB) Slimbridge, UICN, Cambridge, UK. 95p. (R-81)
- Sencindiver, J. & Bhumbla, D. 1988. *Effects of cattails (Typha) on metal removal from mine drainage*. In: *Mine drainage and surface mine reclamation*, vol. 1, info. Circular no. 9183. US Bureau of Mines, Pittsburgh, pp. 359–366. (R-82)
- Shang, H.; Wen, J.; Wu, B. & Chen, B. 2017. The study of *Thiobacillus ferrooxidans* on desulfurization of high sulfur coal from Shanxi province. *Advanced Materials and Energy Sustainability*, 748: 521–527. (R-83)
- Sheoran, A. & Sheoran, V. 2006. Heavy metal removal mechanism of acid mine drainage in wetlands: A critical review. *Minerals Engineering*, 19: 105–116. (R-84)
- Sheoran, A.S. 2017. Management of acidic mine waste water by constructed wetland treatment system:

- A bench scale study. *European Journal of Sustainable Development*, 6: 245–255. (R-85)
- Sheridan, C. 2013. Paying the price. *TCE The Chemical Engineer*, 867: 30–32. (R-86)
- Skousen, J. & Ziemkiewicz, P. 2005. *Performance of 116 passive treatment systems for acid mine drainage*. In: *Proceedings of the 22<sup>nd</sup> ASMR*, Breckenridge, CO, pp 1100–1133. (R-87)
- Skousen, J. 1998. *Overview of Passive Systems for Treating Acid Mine Drainage*. Virginia: West Virginia University, pp. 1–18. (R-88)
- Skousen, J.; Rose, A.; Geidel, G.; Foreman, J.; Evans, R. & Hellier, W. 1998. *A handbook of technologies for avoidance and remediation of acid mine drainage*. Acid Drainage Technology Initiative, National Mine Land Reclamation Ctr, WVU, Morgantown, WV, 131 pp. (R-89)
- Skousen, J.; Sexstone, A. & Ziemkiewicz, P. 2000. *Acid mine drainage control and treatment*. In *Reclamation of Drastically Disturbed Lands*, West Virginia University: Morgantown, WV, USA. (R-90)
- Skousen, J.; Zipper, C.; Rose, A.; Ziemkiewicz, P.; Nairn, R.; McDonald, L. & Kleinmann, R. 2017. Review of passive systems for acid mine drainage treatment. *Mine Water Environment*, 36: 133–153. (R-91)
- Sobolewski, A. 1996. Metal species indicate the potential of constructed wetlands for long-term treatment of mine drainage. *Ecological Engineering*, 6: 259-271. (R-92)
- Sociedad nacional de minería petróleo y energía (SNMPE). 2007. *Programa Humedal Artificial (wetlands) de Tucush Cía. Minera Antamina S.A.* Repositorio Premio Desarrollo sostenible. (R-93)
- Srivastava, J.K.; Chandra, H.; Kalra, S.J.S.; Mishra, P.; Khan, H. & Yadav, P., 2017. Plant–microbe interaction in aquatic system and their role in the management of water quality: a review. *Applied Water Science*, 7:1–12. (R-94)
- Stein, O.R.; Borden-Stewart, D.J.; Hook, P. B. & Jones, W. L. 2007. Seasonal influence on sulfate reduction and zinc sequestration in subsurface treatment wetlands. *Water Research*, 41: 3440–3448. (R-95)
- Torma, A. 1977. The role of *Thiobacillus ferrooxidans* in hydrometallurgical processes. *Advanced in Biochemical Engineering*, 6:1–37. (R-96)
- Türker, O.C.; Böcük, H. & Yakar, A. 2013. The phytoremediation ability of a polyculture constructed wetland to treat boron from mine effluent. *Journal of Hazardous Materials*, 252: 132–141. (R-97)
- Tyrell, W.; Mulligan, D.; Sly, L. & Clive Bell, L. 1997. Trialing wetlands to treat coal mining wastewaters in a low rainfall, high evaporation environment. *Water, Science and Technology*, 35: 293-299. (R-98)
- United State Environmental Protection Agency (USEPA). 2000. *Coal remining best management practices guidance manual*. Office of Science and Technology Engineering and Analysis Division. Washington DC. EPA 821-R-00-007. (R-99)
- United State Environmental Protection Agency (USEPA). 1988. *Design Manual: Constructed Wetlands and Aquatic Plant System for Municipal Wastewater Treatment*. EP/625/1-88/022. US EPA Office of Research and Development. Cincinnati. (R-100)
- United State Environmental Protection Agency (USEPA). 1996. *Constructed wetlands treatment. Engineering Bulletin*. EPA/540/S-96/501, 9 pp. (R-101)
- Vifian, L. 2008. *Tratamiento de agua por medio de humedales artificiales*. Área de Monitoreo y Control Ambiental Compañía Minera Antamina S.A.L. (R-102)
- Vymazal, J. 2007. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Science of the Total Environment*, 380:48–65. (R-103)
- Vymazal J. 2010. Constructed wetlands for wastewater treatment. *Water*, 2: 530-549. (R-104)
- Vymazal, J. 2016. *Natural and Constructed Wetlands: Nutrients, heavy metals and energy cycling, and flow*: Springer. 295 pp. (R-105)
- Vymazal, J.; Brix, H.; Cooper, P.; Green, M. & Haberl, R. 1998. *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Europe*. Backhuys Publishers, Leiden, 366 p. (R-106)
- Waksman, S.A. 1922. Microorganisms concerned in the oxidation of sulfur in the soil IV. A solid



- medium for the isolation and cultivation of *Thiobacillus thiooxidans*. *Journal of Bacteriology*, 7: 605-608. (R-107)
- Watzlaf, G. R.; Kleinhenz, J. W.; Odoski, J. R.; & Hedin, R. S. 1994. *The performance of the Jennings Environmental Center anoxic limestone drain*: U.S. Bureau of Mines Special Publication SP 06B, p. 427. (R-108)
- Werker, A. G.; Dougherty, J. M.; McHenry, J. L. & Van Loon, W. A. 2002. Treatment variability for wetland wastewater treatment design in cold climates. *Ecological Engineering*, 19: 1-11. (R-109)
- Wieder, R.K. 1993. Ion input/output budgets for five wetlands constructed for acid coal mine drainage treatment. *Water Air Soil Pollution*, 71: 231-270. (R-110)
- Wieder, R.; Lang, G. & Whitehouse, A. 1985. *Metal removal in a Sphagnum-dominated wetlands*. In: *Wetlands and water management on mined lands*. Process of a Conference, October 1985. Pennsylvania State University. (R-111)
- Wildeman, T.; Cevaal, J.; Whiting, K.; Gusek, J. & Scheuring, J. 1994. Laboratory and pilot-scale studies on the treatment of acid rock drainage at a closed gold-mining operation in California. *Proceedings America Society of Mining and Reclamation*, pp 379-386. (R-112)
- Wittgren, H.B. & Maehlum, T. 1997. Wastewater treatment wetlands in cold climates. *Water Science and Technology*, 35:45-53. (R-113)
- Woulds, C. & Ngwenya, B. 2004. Geochemical processes governing the performance of a constructed wetland treating acid mine drainage, Central Scotland. *Applied Geochemistry*, 19:1773-1783. (R-114)
- Wu, S., Kuschik, P. Wiessner, A., Müller, J., Saad, R. A. B., & Dong, R. 2013. Sulphur transformations in constructed wetlands for wastewater treatment: A review. *Ecological Engineering*, 52: 278-289. (R-115)
- Younger, P. 1998. *Design, construction and initial operation of full-scale compost-based passive systems for treatment of coal mine drainage and spoil leachate in the UK*. IMWA Symposium, Johannesburg, pp. 413-424. (R-116)
- Younger, P. L. & Henderson, R. 2014. Synergistic wetland treatment of sewage and mine water: Pollutant removal performance of the first full-scale system. *Water Research*, 55: 74-82. (R-117)
- Younger, P.; Banwart, S. & Hedin, R. 2002. *Mine Water: Hydrology, Pollution, Remediation*. The Netherlands: Kluwer Academic Press 5, 442 p. (R-118)
- Zhi, W. & Ji, G. 2012. Constructed wetlands, 1991-2011: A review of research development, current trends, and future directions. *Science of the Total Environment*, 441:19-27. (R-119)

Received June 22, 2020.

Accepted August 29, 2020.