

- Runge, I. C. 1998. Mining economics and strategy. SME - Society for Mining Metallurgy & Exploration; ISBN: 0873351657.
- Santos, Ana L., Maria João Cebola, and Diogo M. F. Santos. 2021. "Towards the Hydrogen Economy—A Review of the Parameters That Influence the Efficiency of Alkaline Water Electrolyzers." *Energies* 14(11). doi: 10.3390/en14113193.
- Singh, Varun, Lukas C. Buelens, Hilde Poelman, Mark Saeys, Guy B. Marin, and Vladimir V. Galvita. 2022. "Intensifying Blue Hydrogen Production by in Situ CO<sub>2</sub> utilisation." *Journal of CO<sub>2</sub> Utilization* 61(April):102014. doi: 10.1016/j.jcou.2022.102014.
- Subramanian, Balaji, and Venugopal Thangavel. 2020a. "Analysis of Onsite HHO Gas Generation System." *International Journal of Hydrogen Energy* 45(28):14218–31. doi: 10.1016/j.ijhydene.2020.03.159.
- Subramanian, Balaji, and Venugopal Thangavel. 2020b. "Experimental Investigations on Performance, Emission and Combustion Characteristics of Diesel-Hydrogen and Diesel-HHO Gas in a Dual Fuel CI Engine." *International Journal of Hydrogen Energy* 45(46):25479–92. doi: 10.1016/j.ijhydene.2020.06.280.
- Zhang, Qiangqiang, Zheshao Chang, Mingkai Fu, Fuliang Nie, Ting Ren, and Xin Li. 2022. "Thermal Performance Analysis of an Integrated Solar Reactor Using Solid Oxide Electrolysis Cells (SOEC) for Hydrogen Production." *Energy Conversion and Management* 264(March):115762. doi: 10.1016/j.enconman.2022.115762.
- Zhou, Sheng, Qing Tong, Xunzhang Pan, Min Cao, Hailin Wang, Ji Gao, and Xunmin Ou. 2021. "Research on Low-Carbon Energy Transformation of China Necessary to Achieve the Paris Agreement Goals: A Global Perspective." *Energy Economics* 95:105137. doi: 10.1016/j.eneco.2021.105137.

Artículo recibido en: 18.09.2023

Artículo aceptado: 23.10.2023

## APLICACIÓN DE TRATAMIENTOS PASIVOS EN LA REMEDIACIÓN DE EFLUENTES DE LABORES MINERAS ABANDONADAS UBICADAS A ELEVADAS ALTITUDES

Oswaldo Aduvire <sup>1,2\*</sup>

1. *Profesor de la Sección Minas de la Pontificia Universidad Católica del Perú (PUCP).*
2. *Dr. Ing. de Minas. Consultor Principal del Área de Geoambiente. SRK Consulting Peru S.A.*

[eaduvire@pucp.pe](mailto:eaduvire@pucp.pe)  
[oaduvire@srk.com.pe](mailto:oaduvire@srk.com.pe)  
**RESUMEN**

En áreas de laboreo minero antiguo se encuentran emplazadas una serie de estructuras e instalaciones mineras en abandono, también conocidas como pasivos ambientales mineros (PAM), que en la actualidad constituyen fuentes de contaminación, principalmente por la movilización de carga metálica en sus drenajes ácidos producidos por la oxidación de sulfuros. Los mismos que impactan negativamente sobre el suelo, agua y flora circundante.

Los drenajes que se generan en estas instalaciones mineras abandonadas pueden generar una serie de alteraciones al medioambiente y principalmente en la calidad de las aguas superficiales y subterráneas. Esta problemática se agudiza más cuando estas instalaciones se encuentran ubicadas a cotas superiores a los 4000 metros de altitud, más aún si son zonas de recarga en la parte alta de las cuencas hidrográficas.

Para revertir esta problemática se hace imprescindible desarrollar metodologías que permitan remediar estos drenajes mediante técnicas de bajo consumo de reactivos y de energía como los sistemas de tratamiento pasivos.

En la actualidad Perú cuenta con legislación de cierre de pasivos ambientales mineros y con un inventario de más de 8000 PAM conformados por Bocaminas, Depósitos de Relaves, Depósitos de Desmonte de Mina, Restos de Instalaciones de Procesamiento y otros, que han sido generados por las antiguas explotaciones mineras cuya remediación en la actualidad está a cargo del estado.

En este trabajo se presenta una metodología para realizar una adecuada caracterización de estos drenajes, que permita elegir el sistema de tratamiento pasivo más apropiado para remediar los drenajes ácidos de dos Bocaminas del laboreo subterráneo que se encuentran abandonadas y que están ubicadas en la Sierra Central del País.

Para el dimensionado del sistema de tratamiento pasivo se tiene en cuenta principalmente el caudal y la caracterización geoquímica de los drenajes en función a la acidez protónica debido al pH y la acidez mineral debido a la carga metálica presente en el drenaje, además de los requerimientos normativos vigentes, como los Estándares de Calidad Ambiental (ECA) y los Límites Máximos Permisibles (LMP) exigibles por la legislación minero-ambiental en el caso de Perú.

**Palabras Clave:** Calidad del agua, tratamiento de efluentes, protección del medio ambiente, pasivos ambientales mineros.

### **ABSTRACT**

A number of abandoned mining structures and facilities, also known as mining environmental liabilities (PAM), are located in areas of old mine workings and are currently sources of contamination, mainly due to the mobilization of metallic cargo in their acidic drainage produced by the oxidation of sulfides. These have a negative impact on the soil, water and surrounding flora.

Drainage generated in these abandoned mining facilities can generate a series of environmental alterations, mainly in the quality of surface and groundwater. This problem is even more acute when these facilities are located at altitudes above 4000 meters, especially if they are recharge areas in the upper part of the river basins.

To reverse this problem, it is essential to develop methodologies to remediate these drains using low reagent and energy consumption techniques such as passive treatment systems.

Peru currently has legislation for the closure of mining environmental liabilities and an inventory of more than 8,000 PAM made up of tailings dams, tailings deposits, mine waste dumps, remains of processing facilities and others, which have been generated by former mining operations and whose remediation is currently the responsibility of the state.

This work presents a methodology to carry out an adequate characterization of these drainages, which allows choosing the most appropriate passive treatment system to remediate the acid drainages of two abandoned subway workings located in the Central Highlands of the country.

For the sizing of the passive treatment system, the flow and the geochemical characterization of the drainage are mainly taken into account in terms of proton acidity due to pH and mineral acidity due to the metallic load present in the drainage, in addition to the current regulatory requirements, such as the Environmental Quality Standards (EQS) and the Maximum Permissible Limits (MPL) required by the mining-environmental legislation in the case of Peru.

**Key words:** Water quality, effluent treatment, environmental protection, mining environmental liabilities.

## **1. INTRODUCCION**

En áreas de laboreo minero antiguo se encuentran emplazadas una serie de estructuras e instalaciones mineras en abandono, también conocidas como pasivos ambientales mineros (PAM), que en la actualidad constituyen fuentes de contaminación, principalmente por la movilización de carga metálica en sus drenajes ácidos producidos por la oxidación de sulfuros. Los mismos que impactan negativamente sobre el suelo, agua y flora circundante.

Los drenajes que se generan en estas instalaciones mineras abandonadas pueden generar una serie de alteraciones al medioambiente y principalmente en la calidad de las aguas superficiales y subterráneas. Esta problemática se agudiza más cuando estas instalaciones se encuentran ubicadas a cotas

superiores a los 4000 metros de altitud, más aún si son zonas de recarga en la parte alta de las cuencas hidrográficas.

Para revertir esta problemática se hace imprescindible desarrollar metodologías que permitan remediar estos drenajes mediante técnicas de bajo consumo de reactivos y de energía como los sistemas de tratamiento pasivos.

En la actualidad Perú cuenta con legislación de cierre de pasivos ambientales mineros y con un inventario de más de 8000 PAM conformados por Bocaminas, Depósitos de Relaves, Depósitos de Desmonte de Mina, Restos de Instalaciones de Procesamiento y otros, que han sido generados por las antiguas explotaciones mineras cuya remediación en la actualidad está a cargo del estado.

En este trabajo se presenta una metodología para realizar una adecuada caracterización de estos drenajes, que permita elegir el sistema de tratamiento pasivo más apropiado para remediar los drenajes ácidos de dos Bocaminas del laboreo subterráneo que se encuentran abandonadas y que están ubicadas en la Sierra Central del País.

El desarrollo de un proyecto minero en el pasado solo atendía criterios técnico económicos y por lo general no tenían en cuenta el requerimiento de contar con una certificación ambiental de inicio y otra para finalizar la actividad minera una vez extraído todo el recurso mineral económico a explotable, esta forma de hacer minería ha generado una serie de instalaciones mineras abandonadas que representan riesgos a la salud de las personas y contaminación al ambiente, principalmente por las descargas que proceden del interior de estas labores mineras en abandono.

En la actualidad para poner en marcha un operación minera esta normado y es requisito contar con permisos, certificaciones y el compromiso de rehabilitar todo el espacio físico en donde se emplazaron los componentes mineros, para ello, una vez concluida la operación minera se pone en marcha el plan de rehabilitación que en algunos casos como Perú se denomina plan de cierre de mina, el mismo que se elabora bajo determinados criterios técnicos, ambientales, económicos, legales y sociales, que aseguran la recuperación y estabilización del medio físico. Además de asegurar que los drenajes residuales que se descargan a cuerpos receptores naturales no afecten la calidad de estos últimos.

Debido a estas formas de hacer minería, la sociedad ha empezado a exigir la recuperación de estas áreas con presencia de labores mineras abandonadas también denominadas pasivos ambientales mineros, que en caso de no identificar al responsable el estado asume los gastos de su rehabilitación. Estas circunstancias a generado la necesidad de buscar una alternativa para recuperar estas áreas contaminadas y buscar una solución para remediación los drenajes que proceden de los pasivos ambientales mineros.

A continuación, se presenta una propuesta para remediar dos drenajes que descargan antiguas labores mineras teniendo en cuenta aspectos como: la evaluación del riesgo, las características hidroquímicas de los drenajes de las bocaminas, las limitaciones de acceso a fuentes de energía, el emplazamiento a elevadas cotas de altitud, el recurso

natural del entorno y la reducida presencia de vegetación en la zona de estudio.

## **2. ASPECTOS TEÓRICOS DE LA FORMACIÓN DE DRENAJES ÁCIDOS EN LABORES MINERAS ACTIVAS Y ABANDONADAS.**

La apertura de espacios por las excavaciones mineras y la colocación en superficie de residuos mineros como desmontes y relaves, facilita el contacto con oxígeno atmosférico y agua en épocas de lluvia de estas superficies y residuos mineros, con el tiempo inician una serie de procesos de transformación física, química y biológica de estos materiales, dando origen a descargas y drenajes que por lo general son ácidos y contienen elevadas concentraciones de Fe, Al, SO<sub>4</sub>, además de Zn, Mn, Mg, Cu, Cd, Pb y As, que provienen de la disolución de sulfuros y otros minerales asociados. Estos efluentes constituyen las principales fuentes de biodisponibilidad de elementos contaminantes, que degradan la calidad de las aguas superficiales y subterráneas. Esta problemática es potenciada en zonas de labores mineras abandonadas porque descargan efluentes ácidos con elevada carga metálica, al no tener medidas de control éste problema puede persistir durante décadas e incluso cientos de años después de finalizada la operación minera.

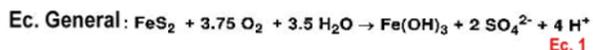
En 1981 Stumm y Morgan propusieron un modelo de oxidación de la pirita (Figura 1) en donde hacen corresponder los pasos a, b, c y d con las reacciones típicas 2 a 5 del proceso global de formación de aguas ácidas, y los pasos d' y d'' corresponden a la formación de minerales de hierro-sulfato como la jarosita (d'').

La presencia de hierro ferroso (Fe<sup>2+</sup>) en los drenajes de mina indica que las reacciones químicas están en un nivel intermedio dentro de una serie de reacciones que en conjunto están representadas en la reacción general (Ec.1) y que corresponde a la oxidación de la pirita.

En la reacción 2 (Ec.2) la pirita es oxidada por oxígeno y genera 2 moles de acidez por cada mol de pirita, el azufre es oxidado a sulfato y se libera Fe<sup>2+</sup>. La Ec.3 puede ser guiada por varias especies de

bacterias oxidantes de Fe y S (Thiobacillus ferrooxidans, Leptospirillum ferrooxidans y otras), que convierten el  $Fe^{2+}$  a  $Fe^{3+}$ , esta reacción se produce a pH bajos y consume un mol de acidez. Las bacterias del género Acidithiobacillus (previamente conocidas como Thiobacillus) requieren  $CO_2$  disuelto,  $O_2$ , una forma reducida de Fe o de S, N y P para su metabolismo, para ello, producen enzimas que catalizan las reacciones de oxidación y usan la energía liberada para transformar carbono inorgánico en materia celular.

La hidrólisis del  $Fe^{3+}$  se produce fundamentalmente a pH 2,7 y precipita en forma de hidróxido férrico, generando 3 moles de acidez (Ec.5). En la Ec.4 el  $Fe^{3+}$  producido en la Ec.3 oxida a la pirita en ausencia de oxígeno forma 16 moles de acidez.



**PASOS Y REACCIONES:**

- (a)  $FeS_2 + 3.5 O_2 + H_2O \rightarrow Fe^{2+} + 2 SO_4^{2-} + 2 H^+$  Ec. 2
- (b)  $Fe^{2+} + 0.25 O_2 + H^+ \rightarrow Fe^{3+} + 0.5 H_2O$  Ec. 3
- (c)  $FeS_2 + 14 Fe^{3+} + 8 H_2O \rightarrow 15 Fe^{2+} + 2 SO_4^{2-} + 16 H^+$  Ec. 4
- (d)  $Fe^{3+} + 3 H_2O \rightarrow Fe(OH)_3 + 3 H^+$  Ec. 5
- (d')  $2 Fe^{3+} + Fe^{2+} + 4 SO_4^{2-} + 14 H_2O \rightarrow Fe^{II}Fe_2^{III}(SO_4)_4 \cdot 14H_2O$
- (d'')  $3 Fe^{3+} + K^+ + 2 SO_4^{2-} + 6 H_2O \rightarrow KFe_3^{III}(SO_4)_2(OH)_6 + 6 H^+$

Figura 1. Reacciones que caracterizan la oxidación de un sulfuro en la generación de aguas ácidas.

Como paso final, una parte del Fe puede precipitar como ferrihidrita  $Fe(OH)_3$  o minerales vinculados (según reacción 5). Este hidróxido es el precursor de una serie de minerales típicos del ambiente oxidoreductor de menas sulfuradas, que otorgan un color amarillento-rojizo al medio circundante. El mineral más común de este grupo llamado genéricamente limonitas es la goetita. Por la relativa insolubilidad del  $Fe^{3+}$ , la mayor parte del Fe disuelto en soluciones con pH mayor de 3.5 aparece como  $Fe^{2+}$ . Las disoluciones

de drenaje de aguas ácidas de mina comúnmente tienen una distribución de pH-Eh (Fig. 2).

En la Figura 2 también puede observarse otro aspecto de gran interés, sobre todo en aquellos ambientes en los que el nivel del agua es muy estacional y variable. En el diagrama aparece un dominio correspondiente al  $FeSO_4$  que es justo la zona de formación de toda una serie de minerales que se forman rápidamente, como eflorescencias salinas una vez que la superficie húmeda queda expuesta al aire. Estos minerales, sulfatos e hidroxisulfatos de Fe con Al, Zn, Cu, Cd y otros, son conocidos como MGA (minerales generadores de acidez), acumulan acidez disponible en los períodos más secos para liberarlo bruscamente en cuanto sube el nivel del agua (períodos de lluvia o invierno). Ante una situación de incremento de caudal estos minerales altamente solubles se disuelven rápidamente y son arrastrados aguas abajo, haciendo que se liberen rápidamente al sistema o al medio toda la acidez acumulada.

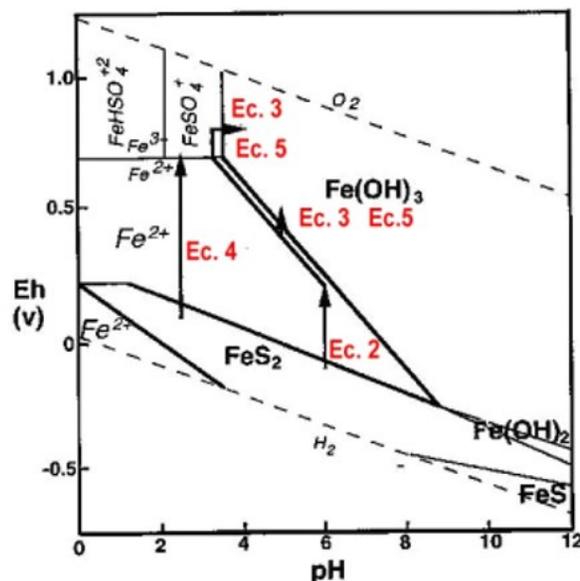
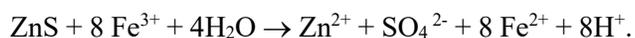
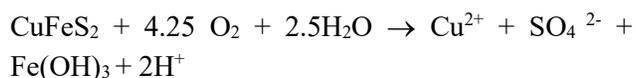


Figura 2. Diagrama Eh-pH mostrando los dominios teóricos para el sistema Fe-O-H-S.

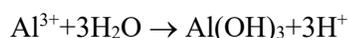
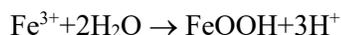
Las fronteras de las áreas de estabilidad entre fases sólidas (especies en negritas) y las fases disueltas (en cursiva) se han calculado para actividades de  $Fe=2 \times 10^{-5}$  (mg/l) y  $S=2 \times 10^{-3}$  (300 mg/l), con  $pK=37.5$  para  $Fe(OH)_3$ .

También pueden generar acidez los minerales con iones metálicos divalentes, como: calcopirita, esfalerita, galena y otros, que contienen Fe, Cu, As, Pb, Sb, Bi, Zn, Hg, Cd, Mo. En el caso de la oxidación de la calcopirita por oxígeno y la esfalerita por  $Fe^{3+}$  les corresponden las siguientes reacciones:



Una alternativa a la remediación de los efluentes ácidos que descargan los PAM como los presentados en este estudio, es aplicar sistemas de tratamiento de bajo costo como los Sistemas de Tratamiento Pasivos, en cuyo dimensionado se tiene en cuenta la acidez total.

La caracterización hidroquímica de los drenajes de PAM, incluye la acidez protónica debida a los hidrogeniones libres ( $H^+$ ) más la acidez mineral debido a la disolución de Fe, Al, Mn y otros. Estos metales son considerados ácidos generadores porque mediante oxidación e hidrólisis pueden generar  $H^+$ , según las siguientes reacciones:



### 3. METODOLOGÍA

Previo a la elección de la técnica más apropiada para remediar los drenajes ácidos de los PAM se debe realizar una adecuada caracterización geoquímica de los drenajes procedentes de las antiguas instalaciones abandonadas como Bocaminas y debe estar basada sobre mediciones de parámetros como pH, Eh, OD, CE, TSS, caudal, sulfatos y análisis químico de los drenajes en concentraciones totales y disueltas, estos últimos tiene gran influencia sobre el consumo de reactivos en el tratamiento.

Una vez realizada la caracterización fisicoquímica de los drenajes se procede a seleccionar y dimensionar el sistema de tratamiento pasivo más adecuado, tanto de base química (abiótica) como de base biológica, como los humedales aerobios (AW, Aerobic Wetland), los humedales anaerobios (ANW, Anaerobic Wetland) o balsas orgánicas, los drenajes anóxicos calizos (ALD, *Anoxic Limestone Drains*) y los sistemas sucesivos de

producción de alcalinidad (SAPS, *Successive Alkalinity Producing Systems*).

Considerando que los sistemas de tratamientos pasivos presentan limitaciones respecto a los flujos y sus concentraciones, se va a elaborar una matriz de consistencia para elegir los dispositivos más apropiados para tratar drenajes de Bocaminas abandonadas ubicadas a más de 4000 msnm, para ello se tendrá en cuenta la caracterización hidroquímica de los drenajes, el caudal a tratar y su variabilidad a lo largo de un año hidrológico, así como las condiciones climáticas y geográficas del lugar.

## 4. RESULTADOS

### 4.1. Caracterización de drenajes ácidos de labores mineras abandonadas.

Los drenajes considerados en el estudio proceden de dos Bocaminas B1 y B2 (Foto 1) que formaron parte de una antigua explotación minera subterránea actualmente en abandono y están ubicadas a 4000 y 4050 m.s.n.m., tienen bajo pH y contienen elevadas concentraciones de metales, los contenidos de Al, Fe, Mn, Cu, Pb y Zn superan valores LMP y ECA de agua contemplados en la legislación vigente, por lo que estos efluentes constituyen importantes fuentes de contaminación al ambiente y principalmente afectan la calidad de las aguas superficiales y subterráneas del entorno.



**Foto 1.** Monitoreo en campo del drenaje ácido procedente en una de las Bocaminas estudiadas.

**Tabla 1. Caracterización físico-química de los drenajes de las Bocaminas B1 y B2 estudiadas.**

Parámetro	pH	CE	ORP	Caudal	Al	Fe	Mn	Cu	Pb	Zn
Unidad		uS/cm	mV	L/Seg	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
B1 (Conc. Total)	3.9	980	447	2.9	31	82	86	2	2	274
B1 (Conc. Disuelta)					24	9	84	2	1	240
B2 (Conc. Total)	3.6	1020	520	7	72	92	94	11	7	237
B2 (Conc. Disuelta)					65	12	94	10	6	192
ECA Cat 3 (mg/l)	6.5-8.5				5.0	5.0	0.2	0.2	0.05	2.0
LMP (mg/l)	6-9					2.0		1.0	0.4	3.0

Revisando los valores de pH como las concentraciones totales y disueltas presentados en la Tabla 1, gran parte del Fe estaría en forma sólida por encontrarse en el rango de hidrólisis del  $\text{Fe}^{3+}$  que se produce fundamentalmente a pH 2.7 a 4.8, en cambio el Mn esta casi en su totalidad en fase disuelta porque la hidrólisis del manganeso se produce a pH superiores a 8. En el diagnóstico de la calidad de los drenajes que descargan las Bocaminas B1 y B2 podemos indicar que son ácidas con contenidos de carga metálica que superan los valores de referencias considerados en los LMP y como en los ECAs de agua.

Para que se produzca la hidrólisis de Al, Cu, Pb y Zn necesariamente se tiene que incrementar el pH condición que se pretende alcanzar con la aplicación de sistemas de tratamiento pasivo, principalmente por tratarse de caudales reducidos y en la zona no se cuenta con acceso a energía para poner en marcha tratamiento activos. La relación pH y Eh (ORP) es importante en los procesos de hidrólisis y oxidación porque fomentan la formación de fases sólidas en medios ácidos, aunque también aportan acidez al sistema, permiten retirar carga metálica en forma de óxidos, hidróxidos, oxihidróxidos o hidroxisulfatos.

#### 4.2 Selección del sistema de tratamiento pasivo.

Los dispositivos de tratamiento pasivo que se han tenido en cuenta (AW, ANW, ALD, SAPS) en campo se aplican solos o combinados, cuyo objetivo principal es la supresión de la acidez y la eliminación de elementos y sustancias contaminantes, para ello, en algunos casos se recurre al empleo de vegetación y bacterias para catalizar las reacciones y aceleran los procesos que forman precipitados (biotratamiento), en otros casos los dispositivos de tratamiento pasivo no emplean vegetación pero sí requieren el empleo de material alcalino para neutralizar la acidez.

Debido a las condiciones particulares de los drenajes como la altitud de sus emplazamientos y los contenidos de carga metálica presente en los mismos, previo al dimensionado del sistema pasivo se ha preparado una matriz de consistencia (Tabla 2) basado en los requerimientos para el funcionamiento de estos dispositivos, como: contenido de oxígeno, empleo de vegetación, caudal a tratar y altitud geográfica, así como las características hidroquímicas de los drenajes. Para ello, en todas las variables de evaluación se ha considerado una escala de ponderación con los siguientes considerandos: Poco viable (1), Viable (2) y Muy viable (3).

**Tabla 2. Matriz de consistencia para elegir los dispositivos de mayor aplicación.**

TIPO DE TRATAMIENTO	PRINCIPIOS DE FUNCIONAMIENTO						CARACTERÍSTICAS DEL EFLUENTE			EVALUACION
	Emplea Vegetación	Caudal a Tratar (L/Seg)	Costo Construcción (US\$/m <sup>2</sup> )	Carga Metálica (mg/L)	Importancia Altitud (m.s.n.m.)	Contenido de Oxígeno (%)	pH Efluente	Potencial Redox (mV)	Contenido Acidez (mg/l)	Priorización en Elección (Se elige mayor)
Drenaje Anóxico Calizo (ALD)	No (2)	< 15 (1)	100-200 (2)	Baja (1)	<3000 (1)	Anóxico (1)	< 4.5 (2)	Medio (2)	Bajo (1)	13
Humedal Aerobio (AW)	Si (1)	< 15 (1)	30-100 (3)	Baja (1)	<3000 (1)	Oxíco (3)	< 4.5 (2)	Bajo (1)	Bajo (1)	14
Humedal Anaerobio (ANW)	Si (1)	< 15 (1)	50-120 (3)	Baja (1)	<3000 (1)	Medio (3)	> 4.5 (3)	Bajo (1)	Medio (2)	16
Sistemas Sucesivos de Producción de Alcalinidad (SAPS)	No (3)	< 20 (2)	120-220 (1)	Media (2)	>3000 (3)	Medio (3)	> 4.5 (3)	Medio (2)	Medio Alto (3)	22

Según los resultados de la Tabla 2 el dispositivo con mayor probabilidad de aplicación es un SAPS, seguido del Wetland Anaerobio (ANW), quedando con menores opciones los Drenajes Anóxicos Calizos (ALD) y los Wetland Aerobios (AW), principalmente por requerir algunas condiciones de anoxia y en otros el empleo de vegetación que a más 4000 m.s.n.m. es limitada, aunque se emplear una planta denominada totora (*Schoenoplectus Californicus*) que crece en medios relativamente ácidos y a grandes altitudes.

Por tanto, para las condiciones del lugar y las características de los efluentes de las Bocaminas B1 y B2, se han elegido como opciones viables el tratamiento pasivo mediante Wetland Anaerobio y Sistemas Sucesivos de Producción de alcalinidad.

Los SAPS trabajan en permanente inundación, el agua fluye por gravedad a través de un substrato orgánico en donde se produce la reducción anaerobia del sulfato y en la capa de material alcalino se produce la disolución de la caliza (CaCO<sub>3</sub>) y aporta alcalinidad al medio. Para favorecer las condiciones anóxicas, deben funcionar con una altura de la lámina de agua mayor a 90 cm, esta capa de agua cubre un substrato permeable de un espesor de 60 cm formado mayoritariamente por material orgánico (70-90% de

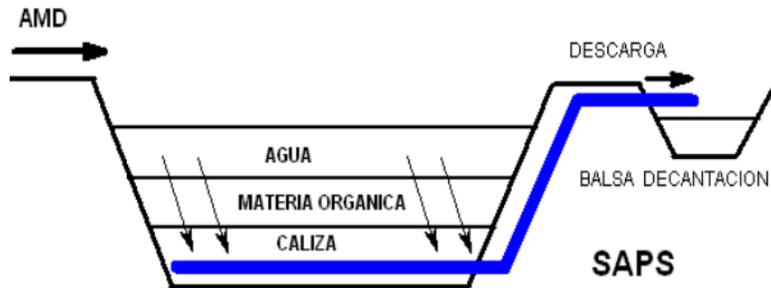
estiércol, compost, turba, heno, aserrín, etc.), que está dispuesto sobre una capa de caliza cuya disolución aporta alcalinidad al agua (Fig. 3). En el caso del Wetland Anaerobio incluyen vegetación de rápido crecimiento y adaptadas a vivir en medios ácidos como la totora, además de la adsorción de metales e intercambio iónico en el substrato orgánico, también se produce la bioacumulación de metales en las raíces y partes emergentes de las plantas.

El dimensionamiento de un SAPS se puede realizar en función a la carga diaria de acidez (caudal por acidez) y la eliminación teórica de la acidez equivalente de CaCO<sub>3</sub> por metro cuadrado y día, esto permite determinar la superficie del SAPS en forma muy similar al Wetland Anaerobio, aunque la Eliminación de Acidez (eAc) es distinta para cada dispositivo de tratamiento pasivo.

$$\text{Superficie (m}^2\text{)} = \text{Carga de Acidez (gr acidez/día)} / \text{Eliminación de Acidez (gr /m}^2\text{.día)}.$$

$$\text{Eliminación de acidez (eAc)} = 3.5-8.0 \text{ gr /m}^2\text{.día;} \\ \text{para Wetland Anaerobio}$$

$$\text{Eliminación de acidez (eAc)} = 30-50 \text{ gr /m}^2\text{.día;} \\ \text{para SAPS}$$



**Figura 3.** Disposición de las capas y líneas del flujo en un SAPS.

En la Tabla 3 se presentan los requerimientos de áreas para construir los dispositivos de tratamiento pasivo teniendo en cuenta caudal, pH y acidez total de cada

efluente, de donde se deduce que los SAPS son los dispositivos más adecuados para tratar los drenajes de las Bocaminas en estudio.

**Tabla 3. Dimensionado del ANW y SAPS para tratar los drenajes de las Bocaminas B1 y B2.**

	Bocamina 1		Bocamina 2	
	Wetland Anaerobio	SAPS	Wetland Anaerobio	SAPS
Acidez (mg/l)	980.15		1215.08	
Caudal (l/min)	174		420	
Carga acidez diaria (g/día)	245587		734881	
Eliminación acidez (g/m <sup>2</sup> día)	6	40	6	40
Superficie (m <sup>2</sup> )	40 931	6 140	104 983	18 372

### 5. Conclusiones

El empleo de sistemas de tratamientos pasivos es una buena alternativa para remediar drenajes de labores mineras abandonadas ubicados en lugares remotos en donde no se cuenta con accesos ni la infraestructura para poner en marcha plantas de tratamiento dinámico.

En la elección del sistema de tratamiento pasivo es importante tener en cuenta las limitaciones operativas y de funcionamiento de estos dispositivos, como: las condiciones de anoxia, el empleo de vegetación, la altitud geográfica, además de las características fisicoquímica de los drenajes, los flujos de las descargas, la calidad de los cuerpos receptores del entono, la legislación vigente en el País y otros factores que influyen en la vida y en la eficiencia de los dispositivos.

Para el dimensionado del sistema de tratamiento pasivo es importante empezar con un estudio de evaluación del riesgo ambiental y generar una matriz de consistencia para identificar factores que limitan el funcionamiento de cada dispositivo y elegir el/los dispositivos de mayor aplicación en función al caudal de las descargas, la acidez total y las concentraciones presentes en los drenajes ácidos que proceden de las instalaciones mineras abandonadas.

En el caso estudiado y considerando los caudales y las características fisicoquímicas de los drenajes de las Bocaminas B1 y B2, tienen mayor probabilidad de aplicación los SAPS porque no emplean vegetación, pueden funcionar en cotas superiores de 4000 m.s.n.m. y ocupan áreas de menor tamaño, y en forma limitada los Wetlands Anaerobios, porque para ambos casos (B1 y B2) para remover elevados

contenidos de carga metálica se requiere dispositivos que ocuparían grandes superficies de terreno.

### Referencias bibliográficas.

1. Aduvire, O. 2006. Drenaje Acido de Mina: caracterización, control y tratamiento. Instituto Geológico y Minero de España, Ed. IGME. Madrid, España. Código: SID-63187. Publicación Electrónica 136pp.
2. Aduvire, O. y Aduvire, H. 2005. Aguas ácidas de mina: caracterización, mineralogía y microbiología. *Ingeopres* 141, pp. 52-62.
3. Aduvire, O., Escribano, M., García-Bermudez, P., López-Jimeno, C., Mataix, C. y Vaquero, I. 2006. Manual de construcción y restauración de escombreras. Ed. U. D. *Proyectos (ETSIM-UPM)*. 633pp. ISBN: 84-96140-20-2.
4. Alpers, C. y Blowes, D. 1992. Environmental geochemistry of sulfide oxidation. *National Meeting of the American Chemical Society*. Washington, DC. 325-342.
5. Bigham, J.M., Schwertmann, U., Carlson, L. y Murad, E. 1990. A poorly crystallized oxyhydroxysulfate of iron formed by bacterial oxidation of Fe(II) in AMD. *Geochimica Cosmochimica Acta*, 54, 2743-2754.
6. Bigham, J.M. y Nordstrom, D.K. 2000. Iron and aluminum hydroxysulfates from acid sulfate waters. En: Alpers, C.N., Jambor, J.L. y Nordstrom, D.K. (eds), *Sulfate minerals: crystallography, geochemistry and environmental significance. Reviews in Mineralogy & Geochemistry*, MSA, Virginia. USA. (40), 350-403.
7. Hammarstrom, J.M., Seal II, R., Meier, A. y Kornfeld, J. 2005. Secondary sulfate minerals associated with acid drainage in the Eastern US: recycling of metals and acidity in surficial environments. *Chemical Geology*, 215, 407-431.
8. Hansford, G. y Vargas, T. 2001. Chemical and electrochemical basis of bioleaching processes. *Hydrometallurgy*, 59, 135-145.
9. Hossner, L. y Doolittle, J. 2003. Iron sulfide oxidation as influenced by calcium carbonate application. *Journal Environmental Quality*, 32 (1), 745-750.
10. Hudson-Edwards, K., Schell, C. y Macklin, M. 1999. Mineralogy and geochemistry of alluvium contaminated by metal mining in the Rio tinto area, southwest Spain. *Applied Geochemistry*, 14, 1015-1030.
11. Johnson, C. y Thornton, I. 1987. Hydrological and chemical factors controlling the concentrations of Fe, Cu, Zn and As in a river system contaminated by AMD. *Water Research*, 3 (21), 359-365.
12. Kim, J.J. y Kim, S.J. 2003. Environmental, mineralogical, and genetic characterization of ochreous and white precipitates from acid mine drainages in Taebaeg, Korea. *Environmental Science Technology*, 37, 2120-2126.
13. Kent, D. 1994. Applied wetlands science and technology. *Lewis Publishers*, USA, 436 pp.
14. Kivaisi, A. 2001. The potential for constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in developing countries: a review. *Ecological Engineering*, 16, (4), 545-560.
15. Kolmert, A. y Johnson, B. 2001. Remediation of acidic waste waters using immobilised, acidophilic sulfate-reducing bacteria. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 76, 836-843.
16. Kuyucak, N. 2001. Microorganisms, biotechnology, and acid rock drainage. Emphasis on passive biological control and treatment methods. En: Kawatra, S y Natarajan, K. (eds), *Mineral Biotechnology. Microbial aspects of mineral beneficiation, metal extraction, and environmental control*. SME, Colorado, USA. 169-188.
17. Kleinmann, R.L.P. y Girts, M.A. 1986. Constructed wetlands for treatment of mine water: successes and failures. *8<sup>th</sup> Annual National Abandoned Mine Lands Conference*. Billings, Montana, August, 67-73.
18. Lopez, E., Aduvire, O. y Baretino, D. 2002. Tratamientos pasivos de drenajes ácidos de mina: estado actual y perspectivas de futuro. Boletín Geológico y Minero. *Journal of Earth and Environmental Sciences*, 113 (1), 3-21.
19. Murad, E., y Rojik, P. 2003. Iron-rich precipitates in a mine drainage environment: Influence of pH on mineralogy. *American Mineralogist*, 88, 1915-1918.
20. Nordstrom, D.K. y Alpers, C.N. 1999. Geochemistry of acid mine waters. En: Plumlee, G.S., Logsdon, M.J. (eds), *Reviews in Economic Geology*, SEG, Littleton, CO. USA. (6A), 133-156
21. Williams, T. y Smith, B. 2000. Hydrochemical characterization of acute acid mine drainage. *Environmental Geology*, 39 (4-5), 272-278.

Artículo recibido en: 29.10.2023

Artículo aceptado: 20.11.2023