



Ingeniería

ISSN: 1665-529X

ingenieria@correo.uady.mx

Universidad Autónoma de Yucatán

México

Espinosa-Rodríguez, M. A.; Hidalgo-Millán, A.; Delgado-Delgado, R.
Diseño de un sistema de tratamiento para el drenaje ácido de mina basado en el proceso
de lodos de alta densidad (HDS)
Ingeniería, vol. 20, núm. 2, 2016, pp. 64-75
Universidad Autónoma de Yucatán
Mérida, México

Disponible en: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=46750928001>

- Cómo citar el artículo
- Número completo
- Más información del artículo
- Página de la revista en redalyc.org

redalyc.org

Sistema de Información Científica

Red de Revistas Científicas de América Latina, el Caribe, España y Portugal

Proyecto académico sin fines de lucro, desarrollado bajo la iniciativa de acceso abierto

Diseño de un sistema de tratamiento para el drenaje ácido de mina basado en el proceso de lodos de alta densidad (HDS)

Espinosa-Rodríguez, M. A.^{1,2}, Hidalgo-Millán, A.¹, Delgado-Delgado, R.¹

Fecha de recepción: 25 de mayo de 2016 – Fecha de aprobación: 27 de noviembre de 2016

RESUMEN

En materia de protección al medio ambiente y del equilibrio ecológico, uno de los principales problemas de la industria minera, se enfoca básicamente en la generación de drenaje ácido debido a las tareas propias de exploración y de desarrollo de una mina. Dependiendo del tipo de estructura mineralizada, los productos de la actividad minera en conjunto con las soluciones que fluyen en una mina húmeda, constituyen zonas potencialmente peligrosas para la generación de agua ácida. El drenaje ácido de mina (AMD), es el proceso mediante el cual, algunos minerales sulfurados se oxidan formando ácido sulfúrico (la pirita es el mineral que comúnmente genera este ácido). Este estudio, está enfocado en la ocurrencia de drenaje ácido en la mina “La Guitarra” ubicada al suroeste del Estado de México. El objetivo principal es presentar a través de un estudio analógico, el diseño de una planta de tratamiento para el drenaje ácido de esta mina, a través de los resultados obtenidos en la caracterización fisicoquímica del agua ácida, pruebas de jarras, sedimentación, relación óptima de lodos recirculados y tasa de oxidación. Considerando la cantidad mínima de equipos y reactivos a utilizar, además de la producción mínima de volúmenes de lodo con un contenido mayor de sólidos, el proceso de lodos de alta densidad representa una opción viable para el tratamiento del AMD en la mina “La Guitarra”.

Palabras clave: drenaje ácido de mina, ácido sulfúrico, proceso de lodos alta densidad, prueba de jarras, tasa de oxidación.

Design of a treatment system for the acid mine drainage based on the process high density sludge (HDS)

ABSTRACT

In the field of environmental protection and ecological balance, one of the main problems of the mining industry, focuses primarily on the generation of acid drainage due to the tasks of exploration and development of a mine. Depending on the type of mineralized structure, the products of the mining activity in conjunction with the solutions that flow within a mine wet are potentially hazardous areas for the generation of acid water. Acid mine drainage (AMD) is the process in which some sulfide minerals oxidize forming sulfuric acid (pyrite is the mineral that commonly to generate this acid). This study is focused in acid drainage occurrence in mine “the guitar” located southeast in Mexico state. The main objective is to present through an analog study, the design of a treatment plant for the acid drainage from this mine, through the results obtained in the physicochemical characteristics of acid water, jar test, sedimentation test, optimum ratio of sludge recirculated and oxidation rate test. Considering the minimum amount of equipment and reagents to use, in addition to the minimum production volumes of sludge with a higher content of solids, the HDS process represents a viable option for the treatment of AMD in the mine “The guitar”.

Keywords: acid mine drainage, sulfuric acid, high density sludge process, jar test, oxidation rate.

¹ Profesor-Investigador. Programa de Ingeniería Química del Área de Ciencias Básicas e Ingenierías, Universidad Autónoma de Nayarit. Ciudad de la Cultura Amado Nervo, C.P 63155, Tepic, Nayarit, México.

² Autor de correspondencia: mangelespinosa@hotmail.com

Este artículo de investigación es parte de Ingeniería–Revista Académica de la Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma de Yucatán, Vol. 20, No.2, 2016.

INTRODUCCIÓN

La unidad minera “La Guitarra” se localiza en la porción suroeste del Estado de México a 6 km de la población de Temascaltepec. Las coordenadas geográficas donde se ubica son: 19° 02' 14" de latitud Norte y 100° 02' 47" longitud Oeste; y se halla a 2200 metros sobre el nivel del mar. Limita al norte con Valle de Bravo, Amanalco de Becerra y Zinacantepec; al sur con San Simón de Guerrero, Tejupilco y Texcaltitlán; al oriente con Zinacantepec y Coatepec Harinas y al poniente con Zacazonapan (Espinosa *et al.* 2010).

El distrito minero de Temascaltepec (Figura 1), contiene numerosas vetas de Ag-Au del tipo epitermal de baja sulfuración. Estos depósitos epitermales están relacionados con la actividad hidrotermal asociada a manifestaciones volcánicas y subvolcánicas. En esta zona, las rocas volcánicas ácidas, se encuentran parcialmente cubiertas por las rocas de la Faja Volcánica Trans-Mexicana. En la mayoría de los

casos, los depósitos epitermales están relacionados de forma espacial y temporal con vulcanismo subaéreo de carácter ácido a intermedio (Camprubi 2003).

En el distrito de Temascaltepec, se localizan tres zonas principales con mineralizaciones epitermales de NW a SE: 1) El Coloso, 2) La Guitarra, y 3) Mina de Agua. A pesar de que estos tres sistemas de vetas están encajonados en tres unidades litológicas distintas, es posible que se formaran a partir de un único sistema hidrotermal mayor.

La mineralogía del sistema “La Guitarra” está compuesta por cuarzo, sericita, clorita, pirita, caolinita y calcita como minerales de alteración epigenética (Camprubi y Albinson 2006). Al respecto, bajo condiciones de intemperismo natural (roca de mina), la pirita (FeS₂) es el mineral sulfurado que comúnmente genera ácido sulfúrico (H₂SO₄) a través de su oxidación, tal como se observa en la siguiente reacción:



1

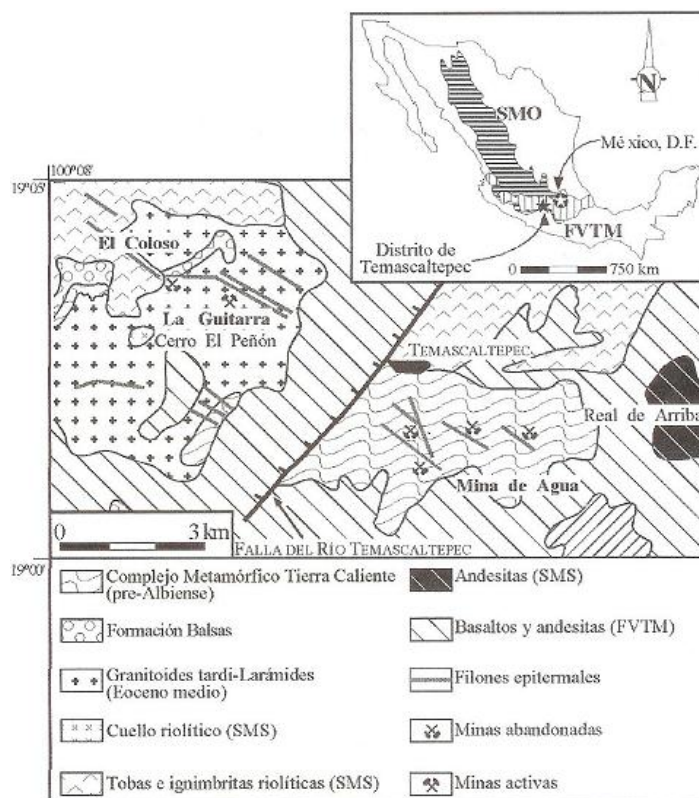


Figura 1. Mapa geológico del distrito de Temascaltepec:
SMO = Sierra Madre Occidental, SMS= Sierra Madre del Sur,
FVTM = Faja Volcánica Trans-Mexicana.

Este proceso de generación de ácido sulfúrico, también referido como drenaje ácido de mina (AMD, por sus siglas en inglés), ocurre de forma natural, pero se incrementa mayormente cuando las empresas mineras desarrollan tareas de explotación generando perturbación de las áreas mineralizadas, conduciendo finalmente a exponer los diferentes componentes del yacimiento a los agentes de intemperismo, constituyéndose en zonas potencialmente peligrosas por la generación del drenaje ácido. Esto representa un grave problema de contaminación cuando el AMD es descargado en cuerpos de agua como ríos o arroyos.

En este contexto, el objetivo de este trabajo fue seleccionar una tecnología efectiva de control terciario adecuada a los costos y a la realidad de la minería mexicana para el tratamiento del drenaje ácido de mina, y diseñar el sistema de tratamiento seleccionado.

Sistemas de tratamiento para el drenaje ácido de mina

Como se mencionó anteriormente, el AMD, es una solución diluida de ácido sulfúrico, sulfato de hierro y iones en forma férrica y/o ferrosa; su tratamiento consiste en una neutralización mediante la adición de un álcali, oxidando el ion ferroso a la forma férrica soluble, y la remoción de metales precipitantes por el proceso de sedimentación. Este proceso es básico para el tratamiento de AMD, sin embargo, hay varias opciones para el diseño en las que se pueden integrar subprocesos al sistema general. Los sistemas de tratamiento más utilizados son:

a) Proceso de neutralización convencional

El proceso de neutralización convencional involucra cinco etapas: homogeneización, neutralización (mezclado), aireación, sedimentación y disposición de lodos (EPA 1973; Bullen 2013). El sistema empleado es de flujo continuo y por gravedad, como se ilustra en la Figura 2.

Para simplificar el sistema de control y minimizar la mano de obra, se necesita un flujo constante con variaciones pequeñas. Para realizar esto, el AMD se colecta en grandes depósitos de homogeneización o en piletas. Estos depósitos deben tener una capacidad de almacenamiento de 2 ó 3 días, para el caso de periodos de suspensión de caudal. Normalmente el drenaje es mantenido en el tanque de 12 a 24 horas para su homogeneización y para asegurar que el tratamiento sea de calidad en las siguientes etapas. Después de este tiempo de retención el drenaje ácido pasa por gravedad a la planta de tratamiento. La cal es

usada como álcali a lo largo del tratamiento y la selección entre usar cal viva o lechada de cal es determinada por la disponibilidad y costo.

La aireación es el proceso directo de oxidación del ion ferroso a la forma férrica menos soluble. El ion ferroso es mucho más soluble que el ion férrico, con una solubilidad mínima en el intervalo de pH de 9.3 a 12.0. El ion férrico es poco soluble y precipita como hidróxido a pH de 4.0. Obviamente hay una ventaja económica en la remoción del hierro en forma férrica a bajos valores de pH. Se requiere menos cal para la neutralización manteniendo una solubilidad mínima de hierro.

Ya que el drenaje ha sido neutralizado y el ion ferroso oxidado, la etapa siguiente es la sedimentación, en la cual son removidos los lodos generados. Una parte esencial de este proceso de tratamiento, es la planeación adecuada para la disposición de los lodos, ya que ello representa una parte significativa en cuanto a construcción y costos del sistema.

b) Proceso de lodos de alta densidad (HDS)

El proceso HDS, conlleva una modificación del proceso de neutralización convencional y consiste simplemente en recircular lodos para llevar a cabo una reactividad mayor de la cal y producir pequeños volúmenes de lodos con un contenido mayor de sólidos (Bullen 2013; Haines y Kostenbader 1970; Aubé y Lee 2015). Este procedimiento se desarrolló en 1970 por Bethlehem Steel Corporation. Este proceso produce una densificación de lodos que reduce su volumen aún más que en el proceso convencional.

Los lodos son retornados a un reactor, donde se adiciona cal hidratada. La cal y el lodo se mezclan con el AMD en el tanque de neutralización, donde se provee aire para la oxidación del ion ferroso, como se muestra en la Figura 3. La remoción de los lodos es realizada en espesadores. Se ha reportado por Bethlehem que la densidad de lodos puede ser tan grande como el 50%, dependiendo de la relación ion ferroso/férrico. Si el ion férrico domina, la densidad de lodos puede ser limitada a 20% de sólidos.

c) Ósmosis inversa

La aplicación de la ósmosis inversa (OI) para el tratamiento del AMD ha sido extensamente estudiada (Aubé y Lee 2015; Wilmoth 1973; Ritcey 1989). Estos estudios han demostrado que la OI puede ser altamente efectiva en la remoción de los sólidos disueltos en el AMD. La ósmosis ocurre si dos soluciones de diferentes concentraciones son separadas con el mismo solvente una de la otra

mediante una membrana. Si la membrana es semipermeable (permeable al disolvente y no a los solutos), entonces el disolvente puede fluir de la solución más diluida a la solución más concentrada

hasta que la concentración sea igual en ambas soluciones.

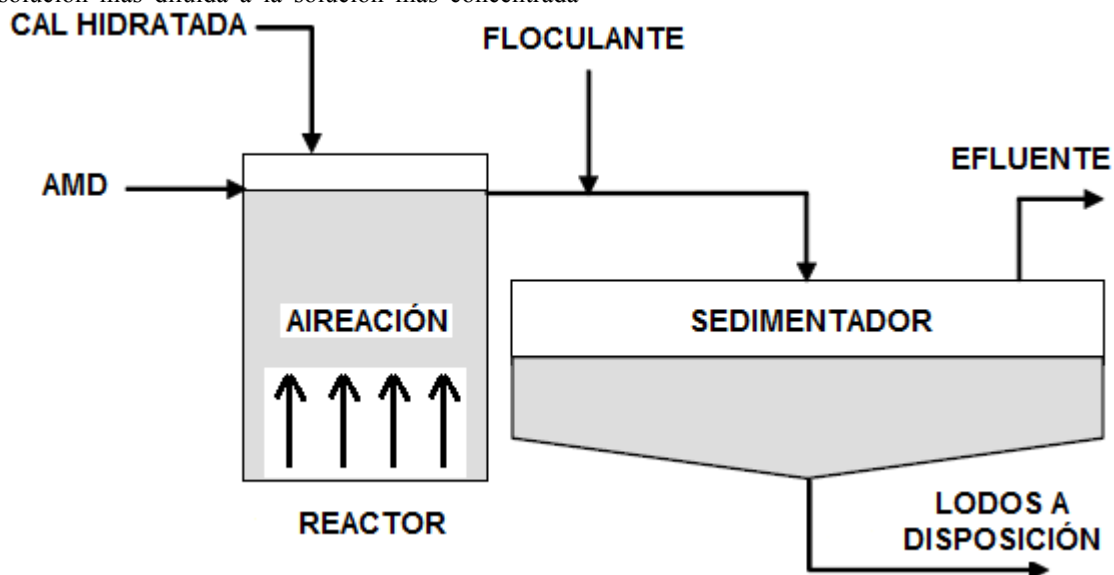


Figura 2. Proceso de neutralización convencional

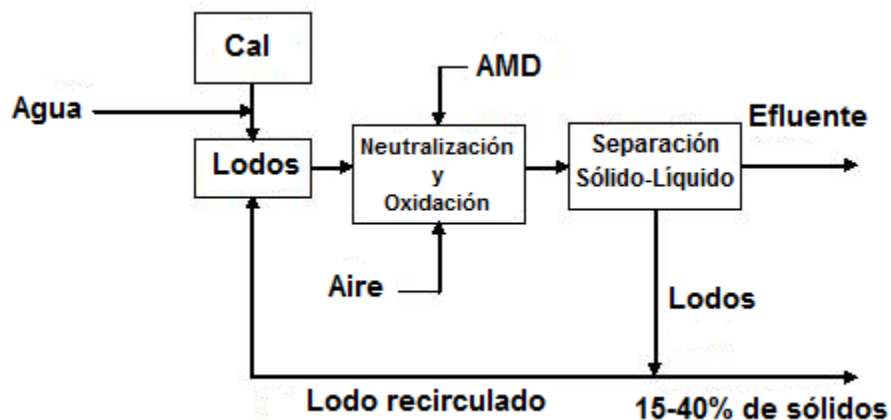


Figura 3. Proceso de Lodos de Alta Densidad (HDS)

En este sistema de tratamiento, la dirección del disolvente es revertida por la aplicación de presión a la solución más concentrada. Los problemas con las membranas es que se ensucian por el incremento en las concentraciones de varios componentes durante el proceso; el más importante es la cantidad de hierro formado. En este sentido, la OI es un proceso complicado y costoso comparado con otros métodos de tratamiento.

d) Intercambio iónico

El intercambio iónico, es un proceso utilizado para la remoción de iones disueltos del AMD (Aubé y Lee 2015; Ritcey 1989; Wilmoth *et al.* 1977). Para ser efectivo el intercambio iónico, el medio sólido deberá contener iones propios, ser insoluble en agua y tener estructura porosa para el libre paso de las moléculas de agua. Entre la solución y el medio de intercambio se mantiene un balance de cargas, es decir, la electroneutralidad; el número de cargas, no el número

de iones, debe permanecer constante.

La aplicación de estos sistemas de intercambio iónico para el tratamiento de AMD ha sido estudiada principalmente para producir agua potable removiendo los sólidos disueltos totalmente. Los procesos desarrollados incluyen el proceso “Sul-bisul”, el proceso modificado “Desal” y el proceso de “dos Resinas”. La operación y funcionamiento de los primeros dos procesos han sido demostrados en plantas piloto y a nivel macro, concluyéndose que pueden ser usados para la desmineralización del AMD y producir agua con calidad aceptable para uso potable o industrial, sin embargo, los costos de operación no parecen competir con otros métodos.

En la Figura 4, se presenta un esquema del proceso modificado Desal, el cual no está limitado por sólidos disueltos o por pH; sin embargo, se necesitan grandes cantidades de CO₂ para una efectiva utilización de la resina. La limitación es que el AMD contiene hierro en forma férrica y puede causar el ensuciamiento en la cama aniónica por la precipitación del hidróxido férrico. El amoníaco se utiliza como regenerante alcalino para desplazar los sulfatos de la resina agotada.

e) Ablandamiento químico

El ablandamiento químico, es empleado como un proceso de tratamiento para remover iones disueltos del AMD, considerando al efluente para uso industrial o como agua potable. Se consideran dos procesos para el tratamiento del AMD, el de cal-sosa y alúmina-cal-sosa (Nebgen *et al.* 1976).

Para la aplicación del sistema de ablandamiento cal-sosa, se aplican las primeras cuatro etapas del proceso

de neutralización convencional (homogeneización, neutralización, oxidación y sedimentación), luego el efluente entra a un tanque de mezcla rápida para la adición de químicos en el primer proceso de ablandamiento; esta etapa es seguida de la floculación, sedimentación, recarbonatación, filtración y cloración para alcanzar niveles aceptables de pureza y ser utilizada como agua potable o para uso industrial. En la Figura 5, se presenta el esquema del proceso alúmina-cal-sosa.

METODOLOGÍA

Caracterización del AMD: La caracterización del agua ácida se efectuó a través de un muestreo compuesto de 24 horas (cada hora), analizando parámetros importantes para el diseño de la planta de tratamiento, tales como pH, temperatura, sólidos (totales, disueltos, suspendidos y sedimentables), hierro total y aluminio total, además de otros metales que representan un problema de contaminación en cuerpos de agua. Todas las muestras se prepararon y analizaron por duplicado siguiendo los procedimientos de métodos estándar (APHA-AWWA-WPCF 2005). Los resultados de esta caracterización se muestran en la Tabla 1.

Medición de gasto: El gasto de AMD proveniente de la mina en sus cuatro niveles (San Rafael, Amelia, San Francisco y la Cruz) los cuales se juntan en una misma descarga en el nivel inferior (San Rafael), se obtuvo por el método área-velocidad, conociendo la velocidad de la corriente y el área de la sección transversal del canal. También se midió volumétricamente ya que es un flujo pequeño. El muestreo se realizó en el canal inferior (San Rafael).

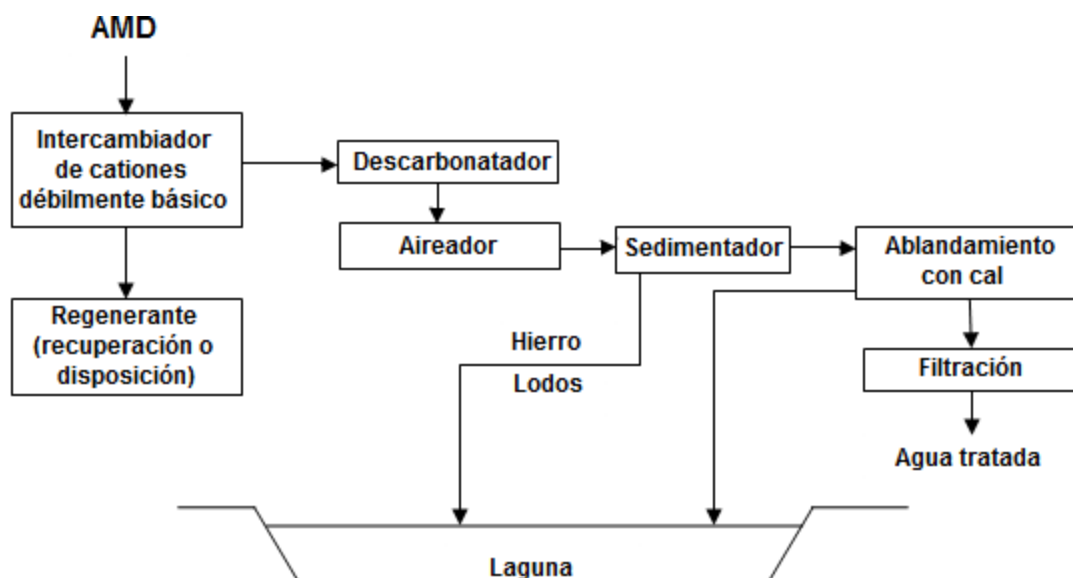


Figura 4. Proceso modificado Desal AMD

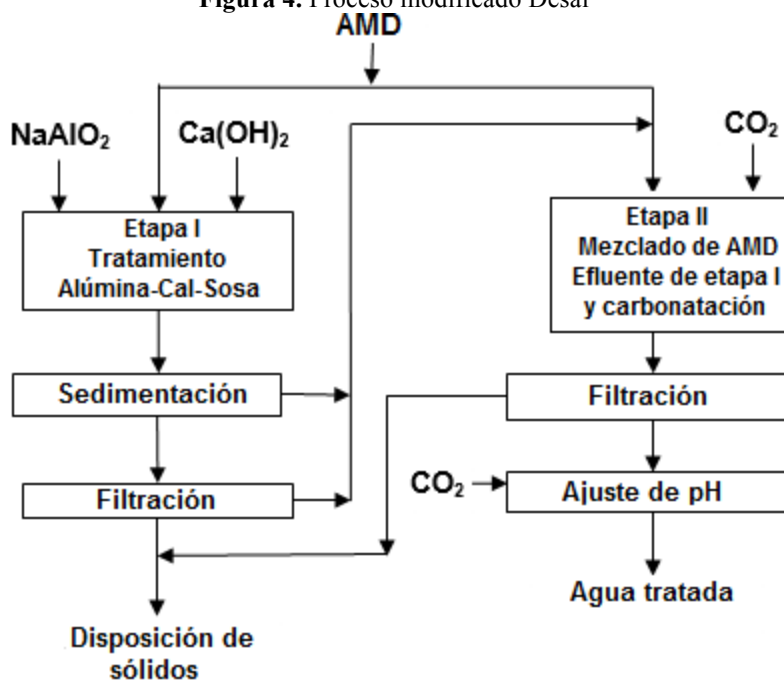


Figura 5. Proceso de ablandamiento alúmina-cal-sosa

Otras pruebas realizadas fueron las de coagulación-floculación (prueba de jarras), pruebas de sedimentación, determinación de la recirculación óptima de lodos y determinación de la velocidad de oxidación, hasta llegar al diseño de la planta de tratamiento. Todas las pruebas se realizaron por duplicado.

Pruebas de coagulación-floculación: Las pruebas de coagulación-floculación se realizaron con un equipo de prueba de jarras marca AQUARA de 6 puestos

lineal, primeramente a pH normal promedio del agua ácida de 2.3, y posteriormente a pH de 6, 6.5, 7.0 y 8.0 neutralizando el agua ácida con la adición de cal (93% de pureza) preparada al 2%. Todas las pruebas se realizaron con la adición del polímero MAFLOC 900 (CQT900) preparado al 0.01%. La finalidad de esta prueba fue observar la formación de flocs, su resistencia, la turbiedad del sobrenadante y finalmente la obtención del pH óptimo. Los resultados de estas pruebas se presentan en el Tabla 2.

Pruebas de sedimentación: Las pruebas de sedimentación se realizaron en una probeta de 1000 mL, con el fin de observar la velocidad de sedimentación de las partículas con respecto al tiempo y determinar la concentración de hierro total (Fe_{total}) en el sobrenadante. Estas pruebas se realizaron con muestras ajustadas a diferentes pH y no se utilizó floculante. La producción de lodos, se estimó sumando la concentración de SST y Fe_{total} con base al gasto de AMD.

Recirculación de lodos: La determinación de la recirculación óptima de lodos (Moreira y Lema 1995), se realizó según la técnica de prueba de jarras en cuatro etapas, conociendo de antemano la cantidad óptima de polímero. Aún y cuando ya se conocía el pH óptimo para neutralizar el AMD, esta prueba se realizó con un pH de 7.4 a 7.7. En el procedimiento un volumen de agua ácida se neutraliza con una cantidad de cal hasta alcanzar un pH entre 7.4 y 7.7; a continuación, después de la adición del polímero se realiza la floculación según la técnica de prueba de jarras. Al transcurrir una hora se determina el volumen de lodo resultante y se comienza un nuevo ciclo o etapa. Luego se transfiere el lodo sedimentado a un vaso de precipitado y se añade una cantidad de cal igual a la anterior y se mezcla con otro volumen de agua ácida. El procedimiento se repite hasta que no se observa aumento en el volumen de lodo obtenido tras la recirculación.

Velocidad de oxidación del ion ferroso: Para la determinación de la velocidad de oxidación del ion ferroso, se tuvo que determinar la constante de velocidad “k” a través de una gráfica semilogarítmica de la concentración del ion ferroso contra el tiempo (Espinosa *et al.* 2010). Para ello se tuvieron que llevar a cabo pruebas con muestras de AMD neutralizadas al

pH óptimo y con aireación constante. Durante el tiempo de la prueba, se estuvieron removiendo muestras periódicamente para analizar la concentración del ion ferroso. Estos datos frente al tiempo dieron una línea recta cuya pendiente corresponde a la constante “k”, con la cual se pudo determinar el tiempo de retención requerido para la oxidación y con ello, se diseñó el tanque de aireación.

RESULTADOS Y DISCUSIONES

De acuerdo a los aforos realizados, se estimó el gasto de descarga de AMD en 4 L/s, el cual se afectó con un factor de seguridad del 35% para el diseño de la planta, considerando el efecto de infiltración y escurrimientos de agua pluvial. Finalmente, el gasto de diseño para la planta de tratamiento fue de 5.4 L/s (466.6 m³/d). Los resultados de caracterización del AMD a pH normal y modificado (pH 6, 7 y 8) se presentan en la Tabla 1. El pH y la temperatura normal del drenaje ácido estuvieron en un intervalo de 1.8 a 2.9 unidades y de 17.5°C respectivamente.

Como se observa en la Tabla 1, la concentración de sólidos suspendidos totales disminuye al irse neutralizando el agua ácida por efecto de la precipitación del ion ferroso en forma de hidróxido de hierro $[Fe(OH)_3]$; al respecto, la concentración de hierro decrece de 72.6 mg/L a 0 mg/L conforme se neutraliza el AMD (Kuyucak *et al.* 2012). Nótese también la presencia de metales pesados en el AMD, los cuales representan un peligro si se descargan directamente en cuerpos de agua. El comportamiento de la precipitación del hidróxido de hierro con respecto al pH, se observa con la prueba de jarras, cuyos resultados se detallan en la Tabla 2.

Tabla 1. Caracterización del AMD

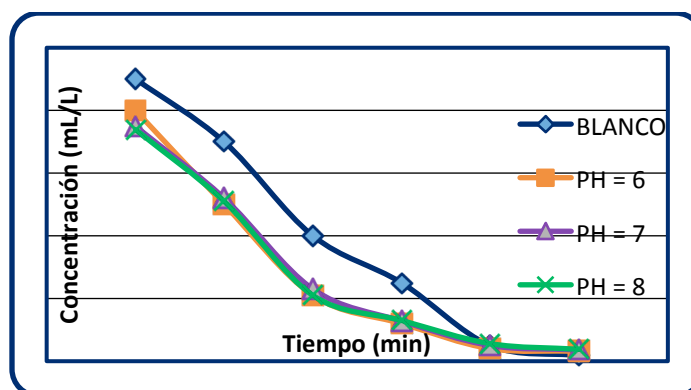
Parámetros	pH (sin ajuste)	pH 6	pH 7	pH 8
Sólidos totales (mg/L)	5135	3950	4100	3320
Sólidos disueltos totales (mg/L)	980	920	1910	1330
Sólidos suspendidos totales (mg/L)	4155	3030	2190	1990
Sólidos sedimentables (mL/L)	14	29	33	33
Sulfatos (mg/L)	199.6	193.3	196.7	198.7
Aluminio (mg/L)	21.8	1.10	N.D	N.D
Arsénico (mg/L)	0.0178	0.003	0.0014	0.0006
Bario (mg/L)	0.152	0.184	0.221	0.267
Cadmio (mg/L)	0.636	N.D	N.D	N.D
Cobre (mg/L)	0.634	N.D	N.D	N.D
Hierro (mg/L)	72.6	3.40	0.405	N.D
Mercurio (mg/L)	0.0036	0.0012	0.0014	0.006
Plata (mg/L)	N.D	0.008	N.D	N.D

Plomo (mg/L)	1.112	N.D	N.D	N.D
Zinc (mg/L)	3.22	5.75	2.22	0.198

N.D (No detectado)

Tabla 2. Resultados de pruebas de jarras para la obtención del pH óptimo

Vaso	Cal (mg/L)	Polímero (mg/L)	Formación de flocs (s)	Velocidad de sedimentación (min)	Resistencia	Turbidez (UTN)	pH
1	0	1	62	>20	Se rompe	10	3.5
2	0	2	40	>20	Se rompe	4	3.5
3	0	3	35	>20	Se rompe	4	3.6
4	0	4	29	>20	Se rompe	3	3.6
5	0	5	25	>20	Se rompe	0.5	3.6
6	0	6	20	>20	Se rompe	0.5	3.7
7	50	1	5	5	Se rompe	0.4	6.0
8	52	1	1	3	No se rompe	0.3	6.5
9	56	1	1	3	No se rompe	0.3	7.0
10	100	1	1	2	No se rompe	0.2	8.0

**Figura 6.** Curvas de sedimentación en muestras de AMD

Los resultados obtenidos en la Tabla 2, indican que el pH óptimo para neutralizar el AMD fue de 6.5, con una concentración de cal de 52 mg/L y con 1 mg/L de polímero. Con esta concentración de cal (52 mg/L) y con base al gasto, se determinó el requerimiento diario de cal, el cual fue de 25 kg. De igual manera, con estos resultados, se dimensionaron el silo para la cal, el alimentador de cal y el mezclador de lechada de cal.

Los resultados de las pruebas de sedimentación se presentan en la Figura 6. En esta figura, se observa cómo va disminuyendo la concentración de sólidos a través de las interfaces en función del tiempo (Stefanescu *et al.* 2015), lo cual se acentúa mayormente cuando se neutraliza el AMD (pH de 6, 7 y 8).

Conforme se aumenta la concentración del agente neutralizante (cal) la concentración de sólidos y por

tanto la de Fe_{total} (el cual se elimina como precipitado) decrecen, llegando este último hasta cero a un pH de 8 (oxidación completa), mientras que los SST se eliminan en un 48% (Espinoso *et al.* 2010).

Considerando entonces que no hay una oxidación completa del ion ferroso sino de sólo el 70% para el pH óptimo de 6.5, se calculó la producción de lodos en base a la suma de los hidróxidos de hierro y aluminio removidos, los sólidos suspendidos eliminados y la cal no utilizada en el proceso. La producción de lodos producto de la hidrólisis del hidróxido férrico y de aluminio se calculó estequiométricamente y fue de 45.4 y 20.6 kg/d respectivamente; estos resultados se calcularon conociendo de antemano la concentración total de los metales en el AMD (Tabla 1). Los sólidos eliminados se calcularon considerando la concentración de sólidos suspendidos totales en el AMD (Tabla 1) multiplicado por el gasto, el cual fue de 1938.7 kg/d.

Finalmente la cal no utilizada se calculó con base al requerimiento diario (25 kg) y a la insolubilidad de la cal la cual se supone en un 15%, dando un total de 3.75 kg/d. Aduciendo que el contenido de sólidos en lodos es del 1%, y el peso del lodo es el mismo que el del agua, la producción de lodos fue de 200.8 m³/d, por lo cual se considera de alto volumen de lodos (EPA 1983).

Con esta cantidad de lodos y el gasto de AMD, se diseñó el tanque de sedimentación. Asimismo, la cantidad óptima de lodos a recircular del tanque de sedimentación hacia el mezclador, se obtuvo con base en los resultados mostrados en la Tabla 3.

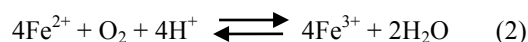
De acuerdo a los resultados descritos en la Tabla 3, se

obtuvo que la relación de recirculación óptima de lodos se produjo en el intervalo de 45 a 50 mL de lodo por cada litro de AMD. De acuerdo a ello, el porcentaje de lodo recirculado se calculó en un 5%. Con este resultado y conociendo, el flujo de AMD de 466.6 m³/d (324 L/min), el gasto de la lechada de cal de 0.174 L/min, el cual se calculó considerando que se requieren 25 kg/d de cal con un 10% de sólidos (0.10 kg/L) y el flujo de lodos de 200.8 m³/d afectado por el 5% del flujo de recirculación (7 L/min), se diseñó el tanque mezclador del tipo turbina de flujo axial, con un tiempo de retención de 5 minutos y un factor de seguridad de 1.5 según criterios de diseño (EPA 1983). Una regla general para la potencia del motor del mezclador es tomar como base 0.2 kW/m³ del volumen del tanque (EPA 1983).

Tabla 3. Resultados de la prueba de recirculación de lodos

Parámetro	Etapas 1	Etapas 2	Etapas 3	Etapas 4	Etapas 5
Cal / ciclo mg/L	64	56	52	60	48
pH operación	7.5	7.6	7.5	7.7	7.6
Recirculación (mL/L)	50	49	47	45	45

Para completar el sistema de tratamiento propuesto, se diseñó el tanque de aireación con base a la cantidad de oxígeno requerido para la oxidación del ion ferroso, el cual fue de 0.14 kg O₂/h, según la siguiente reacción química:



Por otra parte, el tiempo de retención para el tanque basado en la velocidad de oxidación, fue de 4 minutos con un valor de la constante “k” igual 1.01 (Espinosa et al. 2010). El tiempo de retención requerido para la oxidación, fue determinado por la ecuación 3:

$$t = (1/k) \times 2.303 \log (\text{Fe}_i)/(\text{Fe}_f) \quad (3)$$

La Figura 7, muestra la propuesta de diseño del sistema de tratamiento para el drenaje ácido en la unidad minera “La Guitarra”.

CONCLUSIONES

De los sistemas de tratamiento analizados anteriormente se concluye lo siguiente: La ósmosis

inversa continúa siendo una opción costosa en inversión inicial (el equipo es caro) y en operación (se invierte gran energía “comprimiendo” el agua ácida a las presiones elevadísimas necesarias para la separación). Las resinas de intercambio son una opción no económica pues además del costo de adquisición del equipo deben considerarse los costos de consumo de reactivos químicos para la regeneración de las columnas, además aquí, los sólidos suspendidos son un problema al igual que los regenerantes para su disposición por su gran volumen. En el ablandamiento químico los elevados costos de equipo y de reactivos químicos hacen de este sistema un proceso demasiado costoso.

Con respecto al proceso de neutralización convencional puede ser una opción viable, sin embargo, el alto volumen de lodos de baja densidad que se producen lo presentan en desventaja con el proceso HDS. El proceso de lodos de alta densidad (HDS) ofrece varias ventajas como son, una producción de lodos de bajo volumen y alta densidad, costos más económicos de operación, equipo y de materia prima (cal).

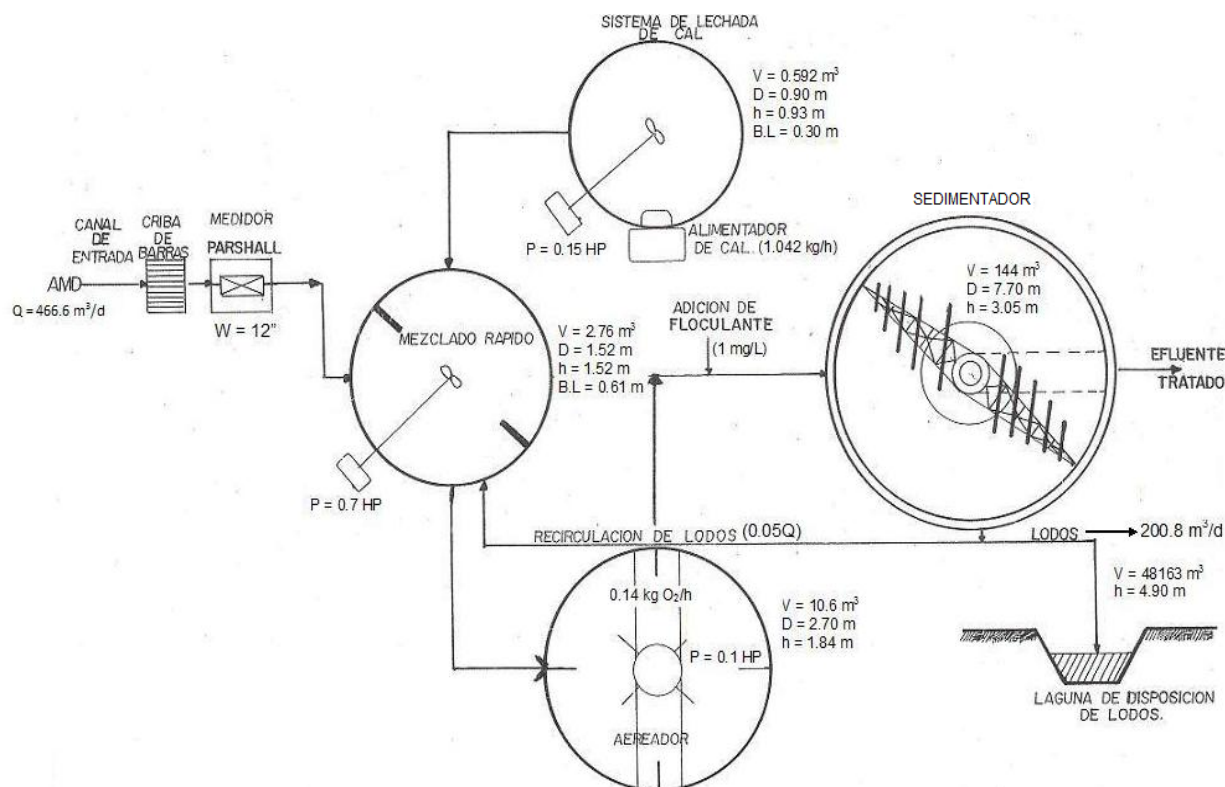


Figura 7. Sistema de tratamiento HDS para la unidad minera “La Guitarra”

En este sentido, el resultado global de este trabajo no sólo involucró la selección del mejor proceso de tratamiento para el AMD, sino también, el diseño total de la planta de tratamiento para el drenaje ácido de la mina “La Guitarra”, siendo el proceso HDS el más viable comparado con los demás expuestos, en

cuanto a costos de equipo, desarrollo de pruebas y análisis de laboratorio. Por otra parte el AMD ya neutralizado, se requiere en la planta de beneficio de la unidad minera “La Guitarra”, ya que para el proceso de flotación primaria se ocupa un pH de 6 a 7 en el agua de alimentación.

REFERENCIAS

- APHA-AWWA-WPCF (2005), Standard methods for the examination de water and wastewater. APHA-AWWA-WPCF, Washington D.C.
- Aubé B., Lee D. (2015). The high density sludge (HDS) process and sulphate control. 10th International Conference on Acid Rock Drainage & IMWA Annual Conference.
- Bullen C. J. (2013). An investigation into the mechanisms controlling the formation of high density sludge. Thesis submitted to the University of Wales for the Doctor of Philosophy. Published by ProQuest LLC, USA.
- Camprubi A. (2003). Geoquímica de fluidos de los depósitos epitermales del sureste del Distrito de Temascaltepec Estado de México. Revista Mexicana de Ciencias Geológicas, 20(2), 107-123.
- Camprubi A., Albinson T. (2006). Depósitos epitermales en México: actualización de su conocimiento y reclasificación empírica. Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana, LVIII (1), 27-81.
- Environmental Protection Agency (1973). Processes, Procedures and Methods to Control Pollution from Mining Activities. EPA-430/9-73-011, Washington, D. C.

Environmental Protection Agency (1983). Design Manual: Neutralization of Acid Mine Drainage. EPA-600/2-83-001, Cincinnati, USA.

Espinosa M., Arteaga E., Zambrano R., González L. (2010). Cinética de oxidación de la pirita, subproducto ácido del drenaje de la mina la guitarra. *Ingenierías*, XIII (49), 63-69.

Haines G., Kostenbader P. (1970). High-density sludge process for treating acid mine drainage. Third Symposium on Coal Mine Drainage Research, Mellon Institute, Pittsburgh, Pennsylvania.

Kuyucak N., Lindvall M., Rufo J., Fernández A. (2012). Implementation of a high density sludge (HDS) treatment process at the Boliden Apirsa mine site. Congress Mine, Water & Environment IMWA, Sevilla, Spain.

Moreira M., Lema J. (1995). Planta de tratamiento de aguas de mina: Optimización del funcionamiento y reducción del volumen de lodos. *Revista de Ingeniería Química*, 309, 129-133.

Nebgen J., Weatherman D., Valentine M., Shea E. (1976). Treatment of acid mine drainage by the alumina-lime-soda process. Technology Series Report, EPA-600/2-76-206.

Ritcey G (1989). Tailings Management: Problems and Solutions in the Mining Industry. Elsevier Science Publishers New York, NY, USA.

Stefanescu M., Dinu L., Patroescu V., Cosma C., Badescu V. (2015). Pilot scale study on acid mine water treatment using high density sludge technology. *Scientific Bulletin*, 77, 75-86.

Wilmoth R. (1973). Applications of reverse osmosis to acid mine drainage treatment. Environmental Protection Technology Series, EPA-670/2-73-100.

Wilmoth R., Scott R., Harris E. (1977). Application of ion exchange to acid mine drainage treatment. 32nd Annual Purdue Industrial Waste Conference.

Este documento debe citarse como: Espinosa-Rodríguez, M. A., Hidalgo-Millán A., Delgado-Delgado, R. (2016). **Diseño de un sistema de tratamiento para el drenaje ácido de mina basado en el proceso de lodos de alta densidad (HDS)**. Ingeniería, Revista Académica de la FI-UADY, 20-2, pp. 64-75.