

UNIVERSIDAD NACIONAL DE INGENIERÍA

FACULTAD DE INGENIERÍA QUÍMICA Y TEXTIL



**“ALTERNATIVAS DE METODOS DE PREVENCIÓN,
TRATAMIENTO Y REMEDIACIÓN DE AGUAS ÁCIDAS DE MINA
UTILIZADAS EN EL PERÚ Y EL MUNDO”**

INFORME DE SUFICIENCIA

PARA OPTAR EL TÍTULO PROFESIONAL DE:

INGENIERO QUÍMICO

POR LA MODALIDAD DE ACTUALIZACIÓN DE CONOCIMIENTOS

PRESENTADO POR:

IONEL GONZALES BENITO

LIMA – PERÚ

2010

RESUMEN

Efluentes mineros líquidos, generados en actividades mineras (carbón y sulfuros metálicos), especialmente el drenaje ácido de minas (DAM), causan grandes problemas ambientales debido a su alto potencial de contaminación de los recursos hídricos superficiales o subterráneos. El DAM es caracterizado por sus bajos valores de pH y elevadas concentraciones de iones inorgánicos tóxicos.

En el presente informe se da a conocer las etapas que el DAM atraviesa en el tiempo y las alternativas más utilizadas para su tratamiento; tales como los tratamientos pasivos y tratamientos activos. También, dependiendo de la etapa del DAM se pueden tomar medidas anticipadas como prevención a que estas no impacten negativamente el medio ambiente.

Finalmente se puede apreciar los métodos, tecnologías entre otras soluciones al agua ácida de mina utilizadas en el Perú y el mundo.

INDICE

I.	INTRODUCCIÓN.	1
	1.1. Objetivos Generales.	2
	1.2. Objetivos Específicos.	2
II.	PROBLEMÁTICA AMBIENTAL DE LA CONTAMINACIÓN CON AGUA ÁCIDA DE MINA.	3
	2.1. Drenaje ácido de mina.	3
	2.2. Marco Legal.	5
III.	FORMACIÓN Y PREVENCIÓN DE LA GENERACIÓN DEL AGUA ÁCIDA DE MINA.	7
	3.1. Formación de agua ácida de mina.	7
	3.1.1. Teoría sobre la generación de DAM y/o DAR	7
	3.1.2. Etapas en el desarrollo del DAR	8
	3.2. Prevención a la formación del agua ácida de mina	12
	3.2.1. Métodos de Barrera	12
	3.2.2. Métodos Químicos	13
	3.2.3. Métodos de Inhibición Bacteriana	14
IV.	TECNOLOGÍAS PARA EL TRATAMIENTO DE AGUA ÁCIDA DE MINA.	16
	4.1. Principios de Tratamiento.	17
	4.1.1. Precipitación de Hidróxidos	17

4.1.2.	Reducción bacteriana de sulfatos y precipitación de sulfuros sólidos	18
4.1.3.	Otros enfoques.	19
4.2.	Tratamiento activo de agua ácida de mina.	19
4.2.1.	Precipitación de hidróxidos	19
4.2.2.	Reducción bacteriana de sulfatos (RBS)	23
4.2.3.	Proceso de lodos de baja densidad LDS (low-density sludge)	25
4.2.4.	Proceso de lodos de alta densidad HDS (high-density sludge)	25
4.2.5.	Proceso de neutralización dinámica y coagulación de Smalvill (DNC)	28
4.3.	Tratamientos pasivos de agua ácida de mina.	37
4.3.1.	Consideraciones Generales.	39
4.3.2.	Tecnologías con minerales carbonados o Sistemas ALD (Anoxid Limestone Drain)	39
4.3.3.	Sistemas sucesivos de producción de alcalinidad (SAPS)	48
4.3.4.	Tecnologías pasivas de aprovechan reducción bacteriana de sulfatos.	52
V.	TRATAMIENTO DE AGUA ÁCIDA DE MINA EN EL PERÚ Y EN EL MUNDO.	56
5.1.	Conceptos básicos para el Diseño de Planta de Tratamiento de Agua Ácida de Mina.	56
5.1.1.	Coagulación y Floculación.	56
5.1.2.	Mezcladores	57
5.1.3.	Floculadores	59
5.1.4.	Sedimentadores	62

5.2.	Métodos de tratamiento de agua ácida de mina en el Perú y el mundo.	65
VI.	CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.	66
6.1.	Conclusiones.	66
6.2.	Recomendaciones.	67
VII.	BIBLIOGRAFÍA.	68
VIII.	ANEXOS.	71

I. INTRODUCCIÓN

El agua ácida generada por la minería de sulfuros metálicos, drenaje ácido de mina (DAM) es el principal problema ambiental que enfrenta la actividad minera hoy en día. En el presente informe se estudiarán las posibles soluciones al impacto ambiental de agua ácida de mina en las diferentes situaciones. Así, se plantea actuar en la Prevención, Remediación, Bioremediación o a través de las diferentes tecnologías que abarcan los procesos de tratamiento de agua ácida de mina como son: Tratamiento Pasivo y Tratamiento Activo.

En general para resolver el impacto ambiental del agua ácida, es preferible su tratamiento. En ciertos casos, especialmente para escombreras y balsas de retención, es posible prevenir la generación de lixiviados ácidos por la instauración de coberturas que previenen el contacto entre los sulfuros, el oxígeno y el agua (Gustafsson et al., 1999; Younger et al., 2002). Estas coberturas suelen ser de arcilla ('coberturas secas'), o de agua profunda ('coberturas de agua'); sin embargo, la prevención completa de drenaje ácido no es factible en muchos casos, especialmente cuando se trata de minas subterráneas, y la protección medioambiental precisa el tratamiento del resto del drenaje ácido.

En el Perú están siendo aplicados los tratamientos activos y existen casos del desarrollo de mejoras e implementación de estos tratamientos por empresas peruanas; por otro lado en Europa los tratamientos pasivos están siendo perfeccionados. En algunas empresas mineras peruanas como en la de Orcopampa, Arequipa fue implementado el Tratamiento Pasivo para tratar sus DAM con un sistema de empozamiento. Estos antecedentes nos muestran que las empresas mineras ya están contribuyendo con el problema medioambiental que existe por el agua ácida de mina.

1.1. Objetivos Generales.

El presente informe tiene como objetivo general dar conocer las diferentes posibilidades de solución ambiental a la contaminación con agua ácida de mina, dependiendo la solución de la etapa de mayor impacto en que se encuentren estos efluentes.

1.2. Objetivos Específicos.

- Explicar los fenómenos por el cual se da la formación del agua ácida de mina.
- Plantear alternativas de prevención a la formación de agua ácida de mina.
- Plantear alternativas de remediación al impacto generado por la contaminación de agua ácida de mina.
- Plantear alternativas de tecnologías, procesos, técnicas de tratamiento de las aguas ácidas de mina.
- Dar a conocer los resultados de las aplicaciones de alternativas de tratamiento de agua ácida de mina en el Perú y el mundo.

II. PROBLEMÁTICA AMBIENTAL DE LA CONTAMINACIÓN CON AGUA ÁCIDA DE MINA.

2.1. Drenaje ácido de mina.

La complejidad de extraer el mineral y sus subproductos desde las rocas mineralizadas no sólo radica en la gran variedad de procesos que requiere, sino también en que esta actividad genera un residual sólido, emisiones gaseosas y efluentes líquidos que contienen especies metálicas y otros contaminantes.

Los efluentes líquidos más importantes en minería corresponden a drenajes ácidos de mina, agua de escorrentía e infiltración que atraviesan la roca mineralizada, relaves provenientes de los procesos de concentración, soluciones gastadas utilizadas en los procesos de lixiviación, extracción por solvente y electroobtención, y agua proveniente del lavado de gases en fundiciones y plantas de ácido. Independiente de la actividad o proceso que genera el efluente, los contaminantes asociados a estos procesos frecuentemente corresponden a metales, sulfatos y otros componentes inorgánicos.

Los principales focos productores de DAM en las explotaciones mineras son los drenajes de las minas subterráneas, por bombeo en las minas activas y por gravedad en las abandonadas, las escorrentías en la minería a cielo abierto y los lixiviados de las escombreras y residuos mineros.

El drenaje ácido de la mina puede emanar desde diferentes actividades y lugares. Entre ellos:

- Trabajos en la superficie y subterráneos.
- Desechos rocosos provenientes de la planta chancadora.

- Sitios de acopio de estériles provenientes de la molienda u otro.
- Desechos provenientes de embalses de relave, flotación, entre otros.

Los drenajes ácidos de minas es agua con altos índices de acidez y carga de metales en disolución. Estos drenajes ácidos de minas son el resultado de la reacción del agua, tanto superficial como subterránea, con minerales sulfurados.

El ácido es generado en las instalaciones mineras cuando los sulfuros metálicos minerales son oxidados. Los sulfuros minerales están presentes en el interior de las rocas asociados con diferentes metales; en forma natural, la oxidación de estos minerales y la formación de ácido sulfúrico corresponden a procesos de oxidación de los metales.

Los procesos de extracción asociados a la actividad minera incrementa el grado de estas reacciones químicas debido a la movilización de grandes volúmenes de materiales y al incrementar el área de exposición de las rocas al aire y al agua.

La Agencia de Protección del Medio Ambiente de Estados Unidos (EPA) en el documento técnico *Acid Mine Drainage Prediction* estima que los drenajes ácidos de minas han afectado hasta el año 2007 entre 8.000 y 16.000 km de riberas de ríos con metales como el cadmio, cobre, cinc y arsénico en ese país. Se cree que los drenajes ácidos de minas son los causantes de la mayor contaminación ambiental entre los años 40 y 80.

Los problemas ambientales asociados al drenaje ácido son variados y dependen del componente del medio ambiente en que se emplacen pero, en general, perduran en el largo plazo.

Entre los efectos específicos de la acidificación de los cursos de agua se encuentran la interrupción del crecimiento y reproducción de fauna y flora acuática, daño a los ecosistemas (cadenas tróficas, comunidades, otros), en algunos casos contaminación de las fuentes de agua potable, y efectos corrosivos en las bases de los puentes.

2.2. Marco Legal.

En el Perú el agua ácida de mina o drenaje ácidos de mina están siendo controladas por un conjunto de leyes, siendo las más importantes:

- **D.S.N 016-93-EM Reglamento sobre Protección del Medio Ambiente.**

En este Decreto Supremo se hace responsable al titular de la empresa minera de la contaminación al medio ambiente que se produzcan como resultado de las actividades en sus instalaciones por lo que se tratan temas como: las obligaciones de los titulares de la actividad minera, la adecuación y manejo ambiental de la industria minero-metalúrgica, los estudios de impacto ambiental, normas ambientales, calidad del medio ambiente, inspecciones y sanciones.

- **Ley Nro. 17752-Ley General de Aguas.**

En esta Ley que data desde 1969 menciona en el capítulo IV, que la Autoridad de Aguas o la Sanitaria exigirá que los residuos minerales sean depositados en áreas especiales o "canchas de relave" dotadas de los elementos necesarios de control y seguridad o sean evacuados por otros sistemas de manera que se evite la contaminación del agua o tierras agrícolas de actual o futura explotación.

- **Resolución Ministerial N° 011-96-EM/VMM.**

En la Resolución Ministerial N° 011-96-EM/VMM se aprueban los Niveles Máximos Permisibles para Efluentes Líquidos para las Actividades Minero-Metalúrgicas, (ver en Anexos la Tabla N°3 y Tabla N°4) con rangos numéricos dentro de los cuales deben manejarse los efluentes generadas en esta actividad.

III. FORMACIÓN Y PREVENCIÓN DE LA GENERACIÓN DEL AGUA ÁCIDA EN LA MINA

3.1. Formación de Agua Ácida de Mina.

3.1.1. Teoría sobre la generación de DAM y/o DAR.

El fenómeno de drenaje ácido proveniente de minerales sulfurosos es un proceso que ocurre en forma natural. Hace cientos de años, se descubrieron muchos yacimientos minerales por la presencia de agua de drenaje rojiza, indicando la presencia de minerales sulfurosos.

Aproximadamente hace unos 25 años, se desarrolló una preocupación ambiental asociada con esta agua ácida, rica en metales disueltos; así como el término “drenaje ácido de mina” o DAM. No obstante, el drenaje ácido no ocurre únicamente en las minas, por lo que el término “drenaje ácido de roca” o DAR también es usado comúnmente.

Cualquiera sea el término empleado DAM o DAR este drenaje ácido se refiere a drenaje contaminado que resulta de la oxidación de minerales sulfurados y lixiviación de metales asociados, provenientes de las rocas sulfurosas cuando son expuestas al aire y al agua. El desarrollo del DAR es un proceso dependiente del tiempo y que involucra procesos de oxidación tanto química como biológica y fenómenos físico – químicos asociados, incluyendo la precipitación y el encapsulamiento.

A lo largo del tiempo, la composición del agua de drenaje cambia, volviéndose gradualmente más ácida, con concentraciones crecientes de metales. Sin embargo, como se describe en la definición, el DAR se refiere a todo drenaje contaminado como resultado de los procesos de oxidación de los minerales sulfurosos. Con el tiempo, las características del drenaje

pueden cambiar, de ligeramente alcalino hasta casi neutro y finalmente ácido. Generalmente el DAR se caracteriza por:

- ✓ Valores de pH por debajo de 7 hasta 1.5.
- ✓ Alcalinidad decreciente y acidez creciente.
- ✓ Concentraciones elevadas de sulfato.
- ✓ Concentraciones elevadas de metales disueltos.
- ✓ Concentraciones elevadas de sólidos disueltos totales.

3.1.2. Etapas en el desarrollo del DAR.

El desarrollo del drenaje ácido de roca es un proceso que depende del tiempo y comprende tanto reacciones químicas de oxidación como fenómenos físicos relacionados. En algunos asientos mineros, el drenaje ácido se detecta desde el principio de las operaciones, mientras que en otros, han pasado de 10 a 40 años antes de que se observe drenaje ácido. En estos sitios, las reacciones de oxidación de sulfuros y generación de ácido, probablemente estuvieron ocurriendo durante el intervalo de retardo (ver Fig.1) previo a la medición del agua de drenaje, pero en una baja proporción y con neutralización de los productos de oxidación.

La Figura 1 ilustra esquemáticamente el desarrollo del DAR a través del tiempo; el mismo que generalmente se observa como un proceso en tres etapas, definidas por el pH del agua en el micro ambiente de los minerales sulfurosos.

Etapa I: La acidez es generada y rápidamente neutralizada en las etapas iniciales cuando la roca que contiene minerales sulfurados es expuesta al

oxígeno y al agua. El drenaje de agua es casi neutro. Mientras se produce la oxidación de los minerales sulfurosos, existe suficiente alcalinidad disponible como para neutralizar la acidez y precipitar el hierro en forma de hidróxido. Como se muestra en las reacciones de la etapa I, este es fundamentalmente un periodo de oxidación química. El oxígeno es el oxidante principal, al producir sulfato y acidez a partir de la oxidación de los minerales sulfurosos.

Los minerales carbonatados como la calcita (CaCO_3) presente en la roca, neutraliza esta acidez y mantiene las condiciones que van de neutras a alcalinas ($\text{pH} > 7$) en el agua que fluye sobre la roca.

También se podría detectar un contenido elevado de calcio y magnesio u otros metales, dependiendo de las rocas consumidoras de ácido presentes, como resultado de la disolución de los minerales carbonatados, debido al consumo de ácido. La oxidación de los minerales sulfurosos libera hierro ferroso (Fe^{2+}) en la solución.

La oxidación química del hierro ferroso es rápida a un pH superior a 7 y el hierro férrico se precipita de la solución como un hidróxido. De esta manera, la velocidad de oxidación química de la pirita es relativamente baja, comparada con las etapas posteriores de oxidación, ya que el hierro férrico no contribuye como oxidante.

En esta etapa, el agua de drenaje se caracteriza generalmente por niveles elevados de sulfato, con pH cercano al neutro. El ácido producido es neutralizado mientras que el hierro férrico se precipita en forma de hidróxido. Si existen minerales de zinc asociados con los sulfuros de hierro, también podrían detectarse concentraciones elevadas de zinc en la solución.

Etapa II: A medida que continua la generación de ácido y se agotan o se vuelven inaccesibles los minerales carbonatados, el pH del agua disminuye y

el proceso se encamina hacia su segunda etapa. Cuando el pH del micro ambiente disminuye hasta 4.5, ocurren reacciones de oxidación tanto química como biológica.

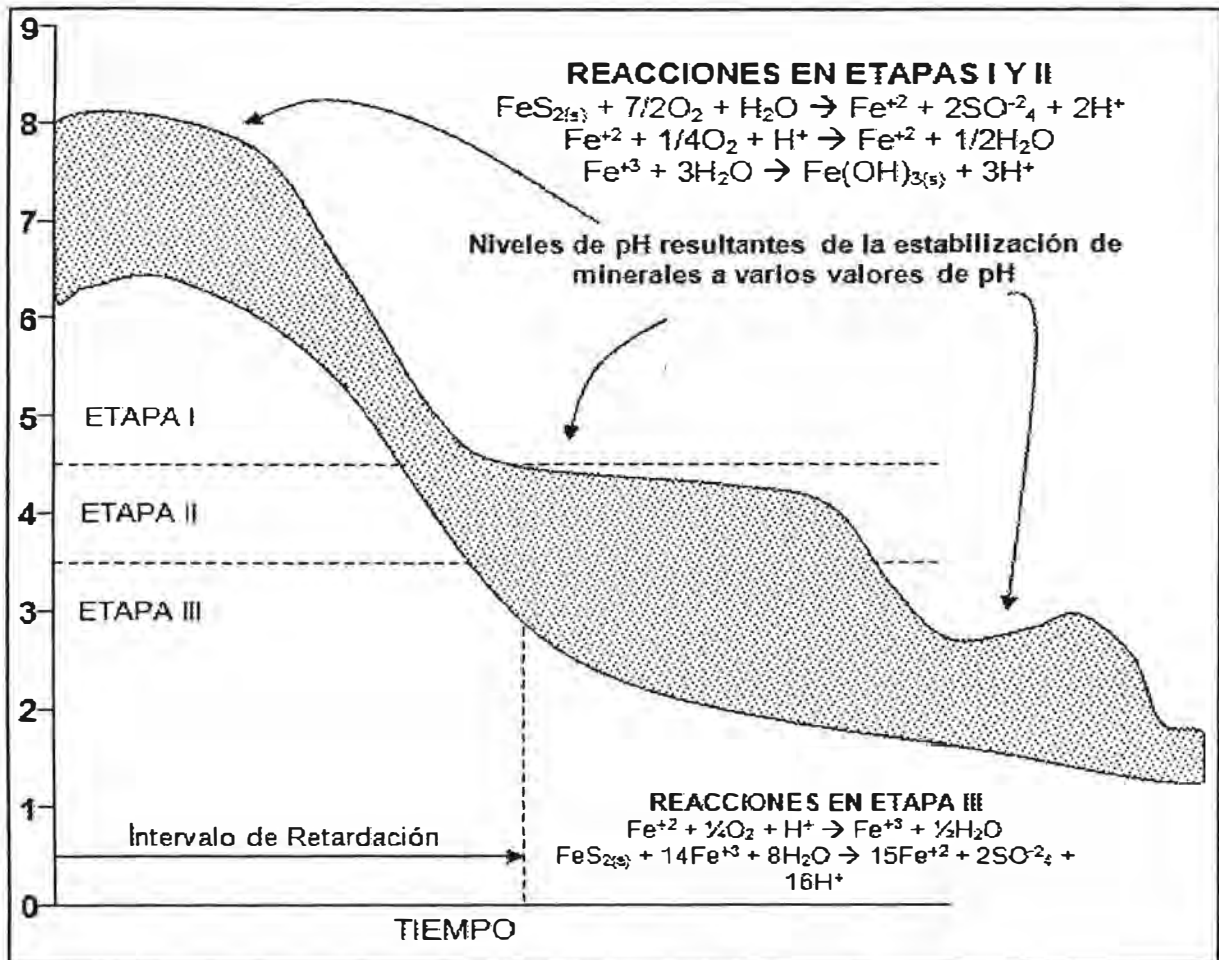


Fig. 1 Etapas de formación del drenaje ácido de mina

A medida que la velocidad de generación de ácido se acelera en las etapas II y III, el pH disminuye progresiva y gradualmente, como se muestra en la figura 1. Los niveles de pH relativamente constantes representan la disolución de un mineral neutralizante que se vuelve soluble a ese nivel de pH. Si la oxidación continúa hasta que se haya agotado todo el potencial de neutralización, se presentarán valores de pH por debajo de 3.5.

En esta etapa, el agua de drenaje esta generalmente cerca al nivel neutro, con concentraciones elevadas de hierro y sulfato. Se observa una acidez relativamente alta, aun cuando las concentraciones de metales en la solución puedan ser bajas.

Etapa III: A medida que los minerales alcalinos se consumen o recubren, se produce acidez a mayor velocidad que alcalinidad, el pH se vuelve ácido. Las reacciones dominantes se transforman de oxidación química a principalmente oxidación biológicamente catalizada. De las reacciones de oxidación sulfurosa, se produce hierro ferroso que se oxida biológicamente y se convierte en hierro férrico; este, a su vez, reemplaza al oxígeno como el oxidante principal.

En esta etapa, la velocidad de oxidación es considerablemente mas rápida que en la etapa I. Como se muestra en la figura 1, el descenso del pH incrementa la velocidad de oxidación. No hay estudios científicos definitivos para cuantificar la aceleración de las velocidades de oxidación debido a la oxidación catalizada biológicamente; sin embargo, en la literatura existe informes sobre la observación del aumento de velocidades de 10 a un millón de veces que aquellas generadas por oxidación química. En esta etapa, el agua de drenaje es generalmente ácida, caracterizada por sulfato y metales disueltos en concentraciones elevadas. El hierro disuelto se presenta como hierro ferroso y férrico.

En algún momento en el futuro, décadas y posiblemente siglos después del inicio de la generación de estos ácidos, la velocidad disminuirá con la oxidación completa de los sulfuros más reactivos y el pH se incrementara hasta que la roca se torne solo ligeramente reactiva y el pH del agua de drenaje no sea afectado. El tiempo para cada etapa sucesiva puede variar de un periodo de días a un periodo de cientos de años, dependiendo de los factores que controlen la generación ácida.

Dependiendo de la etapa en el proceso de oxidación, se determina la tecnología apropiada para la vigilancia y el control. Así, en la Etapa I, puede ser factible el control de las condiciones necesarias para las reacciones de generación de ácido. Se puede prevenir el impacto del drenaje contaminado sobre el ambiente, mediante un control efectivo del proceso de oxidación, eliminando el reactante principal necesario para que se produzca la reacción (es decir, el oxígeno). El monitoreo se debe centrar en los parámetros indicadores del inicio del DAR: sulfato, bicarbonato, hierro ferroso, zinc, etc. Una vez que se establecen las reacciones de generación de ácido (Etapas II y III), el hierro férrico se convierte en el principal oxidante; en esta etapa, la oxidación está bien establecida y el control del DAR requiere la eliminación del mecanismo de transporte, con el fin de evitar que el contaminante sea liberado en el ambiente (es decir, el agua).

3.2. Prevención a la formación del agua ácida de mina.

3.2.1. Métodos de Barrera

Son métodos que buscan aislar los sulfuros de los meteorizantes o del sistema de transporte hidrogeológico. Se distinguen tres técnicas:

Revegetación de los terrenos

Ayuda a mejorar la calidad de las aguas, ya que la cubrición de los estériles de mina con suelos y vegetación incrementa la evapotranspiración y restringe la migración de agua hacia la zona de sulfuros. Además, oxígeno es evacuado de los poros del suelo por las raíces de las plantas y la respiración microbiana. Esta técnica es eficaz pero no puede emplearse en forma exclusiva.

Aislamiento del Agua

Se trata de aislar los sulfuros del agua como medio de reacción y como fluido de transporte de los productos de la misma. Se puede colocar por encima de la cota del nivel freático previsto tras la restauración, una capa de material permeable y alcalino sobre los estériles sulfurados para ser cubiertos luego por otra capa de materiales impermeables.

Por otro lado, se pueden emplear barreras de arcilla para proteger los frentes descubiertos de mineral o huecos de labores antiguas y también para impedir que el agua de los acuíferos interceptados entre en contacto con los estériles que puedan producir lixiviados ácidos (Fig. 2). Estos métodos de aislamiento no resultan eficaces porque las bacterias oxidantes de hierro pueden sobrevivir en el interior de la masa mineral.

Aislamiento del oxígeno.

El oxígeno es necesario para la oxidación directa de los sulfuros y la respiración bacteriana. Mediante la inundación de las labores mineras se puede aislar el aire, evitando su contacto con los materiales contaminantes (Ayala, F., 1989). La velocidad de difusión del oxígeno en agua es muy lenta, por lo que cuando las rocas que contienen pirita son inundadas completamente, las reacciones por la que se forman las aguas ácidas se hacen considerablemente más lentas (Clarke, L.B., 1995). Estos métodos son costosos pero constituyen una solución permanente.

3.2.2. Métodos Químicos

Modifican la composición de las soluciones en los materiales rocosos y limitan las posibilidades de reacción. Existen varias técnicas:

Adición Alcalina

Consiste en la adición de ciertos compuestos tales como hidróxido sódico, caliza, cal o carbonato sódico que, además de neutralizar el agua ácida, perjudican la oxidación de los sulfuros. Se trata de un método comúnmente utilizado para tratar estériles piríticos de carbón.

La adición puede realizarse de diversas formas: carga del agua con productos alcalinos antes de que ésta entre en contacto con los sulfuros; colocación de materiales alcalinos en los puntos de recarga de los acuíferos, adición por medio de sondeos a las aguas retenidas en minas abandonadas o en escombreras, neutralización de aguas de escorrentía mediante la intervención en diques o canales en los que ésta se recoge, etc.

Adición de Fosfatos.

La adición de fosfatos (apatito) dificulta la oxidación de los sulfuros debido a la formación de fosfatos de hierro insolubles, disminuyendo la concentración de hierro férrico disponible para la reacción con los sulfuros.

3.2.3. Métodos de Inhibición Bacteriana

Rompen el proceso de oxidación cíclico catalizado biológicamente. La presencia de bacterias oxidantes del hierro (como Thiobacillus Ferrooxidans) controla la generación del agua ácida, por lo que es interesante eliminar estos microorganismos para reducir sensiblemente la acidificación dado que la oxidación inorgánica de la pirita es muy lenta.

Son varios tipos de bactericidas que han sido utilizados para evitar la formación de aguas ácidas. Básicamente, estas sustancias atacan a ciertos componentes de la pared celular de la bacteria, lo cual destruye su integridad y permite al ácido penetrar dentro de la célula. El cambio de pH

que se produce en el interior de la bacteria, reduce la actividad de las enzimas que catalizan la oxidación de la pirita. Mediante el uso de algún surfactante se consigue la muerte de las bacterias.

La técnica consiste en aplicar una solución bactericida mediante riego de la escombrera de estériles. Resulta afectiva solo a corto plazo, dado que el uso generalizado de bactericidas no es recomendable ya que inhibe también la acción de bacterias beneficiosas (Pulford, I.D., 1991).

Existen algunas técnicas para la predicción de formación de aguas ácidas, como son el estudio de las minas de la región, la elaboración de modelos geológicos y paleoambientales, la realización de ensayos geoquímicos de tipo estático y cinético y el desarrollo de modelos matemáticos que sirvan para predecir la calidad de los drenajes.

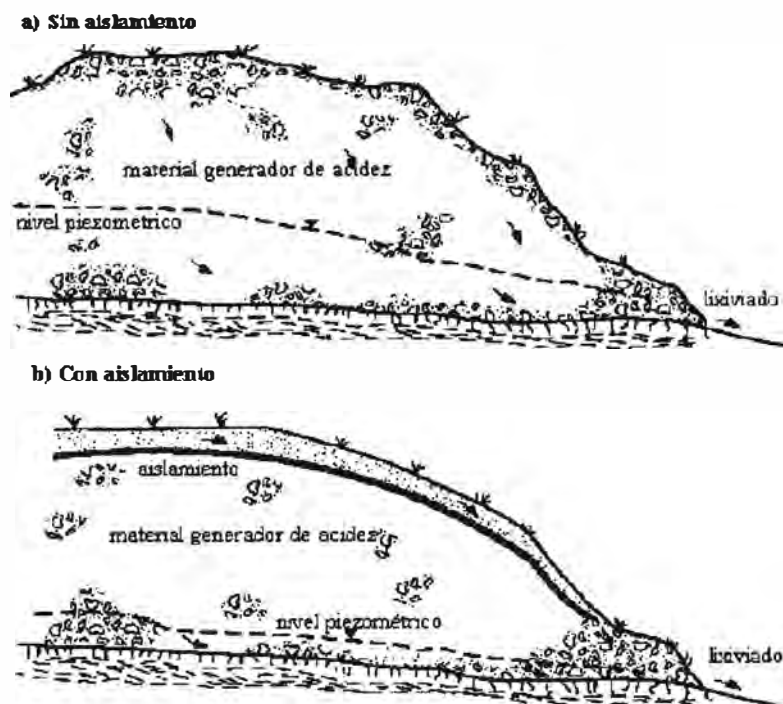


Fig. 2 Métodos de Barrera-Aislamiento del Agua

IV. TECNOLOGIAS PARA EL TRATAMIENTO DE AGUA ÁCIDA DE MINA.

Dentro de los procesos de neutralización del agua ácida de mina podemos mencionar dos tipos de tratamiento: Tratamiento Activo y Tratamiento Pasivo.

Por "**tratamiento activo**" se entiende la aplicación de los métodos ortodoxos de depuración de aguas residuales, que generalmente incluyen:

- El uso de reactivos sintéticos en este caso, álcalis y floculantes.
- El uso de energía eléctrica para bombeo, en la mezcla de reactivos con agua, y sedimentación intensificada, en un estanque o en una clarificadora.

En cambio, el llamado "**tratamiento pasivo**" (termino que no existía antes del año 1990; Cohen and Staub, 1992) implica tratamiento en sistemas estáticos (sin bombeo etc) que contienen materias naturales (abono, piedra caliza etc). Los sistemas pasivos provocan la mejora de la calidad del agua por reacciones biogeoquímicas, sin el uso de reactivos sintéticos y sin la aplicación de energía externa. El tratamiento pasivo fue desarrollado en los EE-UU (p.ej. Cohen and Staub, 1992; Hedin et a/., 1994) con motivo de tener estrategias sostenibles para el tratamiento de aguas de mina a largo plazo, reconociendo que el drenaje contaminado de minas es un fenómeno que suele durar siglos y hasta milenios (p.ej. Younger, 1997). Aparte de realizar un tratamiento de aguas contaminadas, un sistema pasivo generalmente tiene valores añadidos en términos de ecología, recreo etc.

Las tecnologías activas y pasivas ya vienen siendo aplicadas para aguas ácidas de mina en Europa, y algunas tecnologías venideras. No se trata del tratamiento de aguas alcalinas de mina, aunque aguas de este tipo contaminadas con Fe (y a veces Zn) son muy comunes en los campos mineros de Europa (Younger et al., 2002).

4.1. Principios de tratamiento

Aunque los reactivos utilizados en sistemas pasivos son distintos de los que se usan en sistemas activos, los principios de tratamiento en ambos tipos de sistema son bastante parecidos. Se reconocen varios enfoques distintos para convertir metales en formas menos móviles:

4.1.1. Precipitación de hidróxidos.

Casi todos los metales ecotóxicos son susceptibles de formar hidróxidos sólidos, tales como: $\text{Fe}(\text{OH})_3$, $\text{Al}(\text{OH})_3$, $\text{Zn}(\text{OH})_2$

Reacciones típicas de precipitación de hidróxidos son las siguientes:



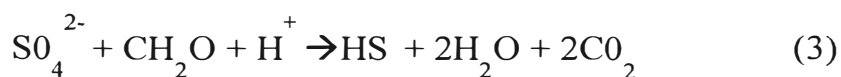
Así, se puede apreciar que ambas reacciones producen acidez, por la liberación de protones (H^+), tres por cada mol de metal hidrolizado. Esta acidez precisa neutralización en el proceso de tratamiento completo, y por ello generalmente la demanda de agentes neutralizantes es mucho más grande que la demanda ejercida por el pH ambiente del agua subterránea en su punto de salida.

Aunque la precipitación de hidróxidos se practica para remover los metales ecotóxicos en solución, los hidróxidos mismos tienen propiedades muy favorables a la sorción de otros contaminantes. Por ejemplo, el proceso industrial para sacar arsénico de aguas es por co-precipitación con (y sorción

en) $\text{Fe}(\text{OH})_3$. Entonces el tratamiento total que se realiza por precipitación de hidróxidos tiene ventajas añadidas, además de los de la precipitación misma.

4.1.2. Reducción bacteriana de sulfatos y precipitación de sulfuros sólidos.

Las aguas ácidas de mina se caracterizan por contener concentraciones muy altas de sulfatos (SO_4^{2-}). De otro lado, existen varios géneros de bacterias que catalizan la reducción de sulfatos a sulfuros. La reacción se puede escribir así:



donde CH_2O representa una fuente de carbono. Una vez que existen iones de HS^- en solución, los metales divalentes podrían reaccionar y precipitarse como minerales sulfurosos, según:



donde M^{2+} representa Fe^{2+} , Zn^{2+} , Cd^{2+} , etc. Por el consumo de un protón en la reacción (3), y su liberación en la reacción (4) se puede conjeturar que el proceso de reducción bacteriana de sulfatos no alterará el pH del agua. Sin embargo, siempre se ve un aumento considerable de pH por medio de estas reacciones, porque la cantidad de SO_4^{2-} que se reduce es siempre mucho más que la cantidad de MS que se precipita. Además, el CO_2 liberado en (3) se convierte en HCO_3^- (una fuente importante de alcalinidad) una vez que el pH sobrepasa 4.5. Es importante tener en cuenta que los minerales sulfurosos formados por estas reacciones son estables solamente en condiciones reducidas, y por eso es más aconsejable usar reducción bacteriana cuando se sabe que se mantendrán estas condiciones indefinidamente.

4.1.3. Otros enfoques.

La literatura contiene muchas sugerencias sobre la posible aplicación en tratamiento de procesos de sorción, procesos electroquímicos, etc. (Younger et al., 2002). Aunque factibles técnicamente, y a pesar de sus ventajas en la recuperación de metales específicos que podrían ser rentables, hasta la fecha no existen aplicaciones de estos métodos a escala real; ello es primariamente porque los costos de estos métodos son todavía demasiado altos en el contexto de los precios de los metales blancos en el mercado internacional.

4.2. Tratamiento activo de agua ácida de mina.

Acá se tienen dos opciones principales para el tratamiento de agua ácida: precipitación de hidróxidos y reducción bacteriana de sulfatos.

En la Figura 3 se muestra el marco lógico para la selección de los procesos activos establecidos para el tratamiento de aguas ácidas. Es una guía que orienta la búsqueda de la opción más barata en la mayoría de casos reales.

4.2.1. Precipitación de hidróxidos.

La gran mayoría de sistemas de tratamiento activo para aguas ácidas de mina en Europa están basados en la precipitación de hidróxidos. El proceso se realiza en tres pasos:

Oxidación (para convertir Fe^{2+} en Fe^{3+})

Adición de álcalis (especialmente $\text{Ca}(\text{OH})_2$, pero también con $\text{Na}(\text{OH})$, NaHCO_3 y otras sustancias).

Sedimentación.

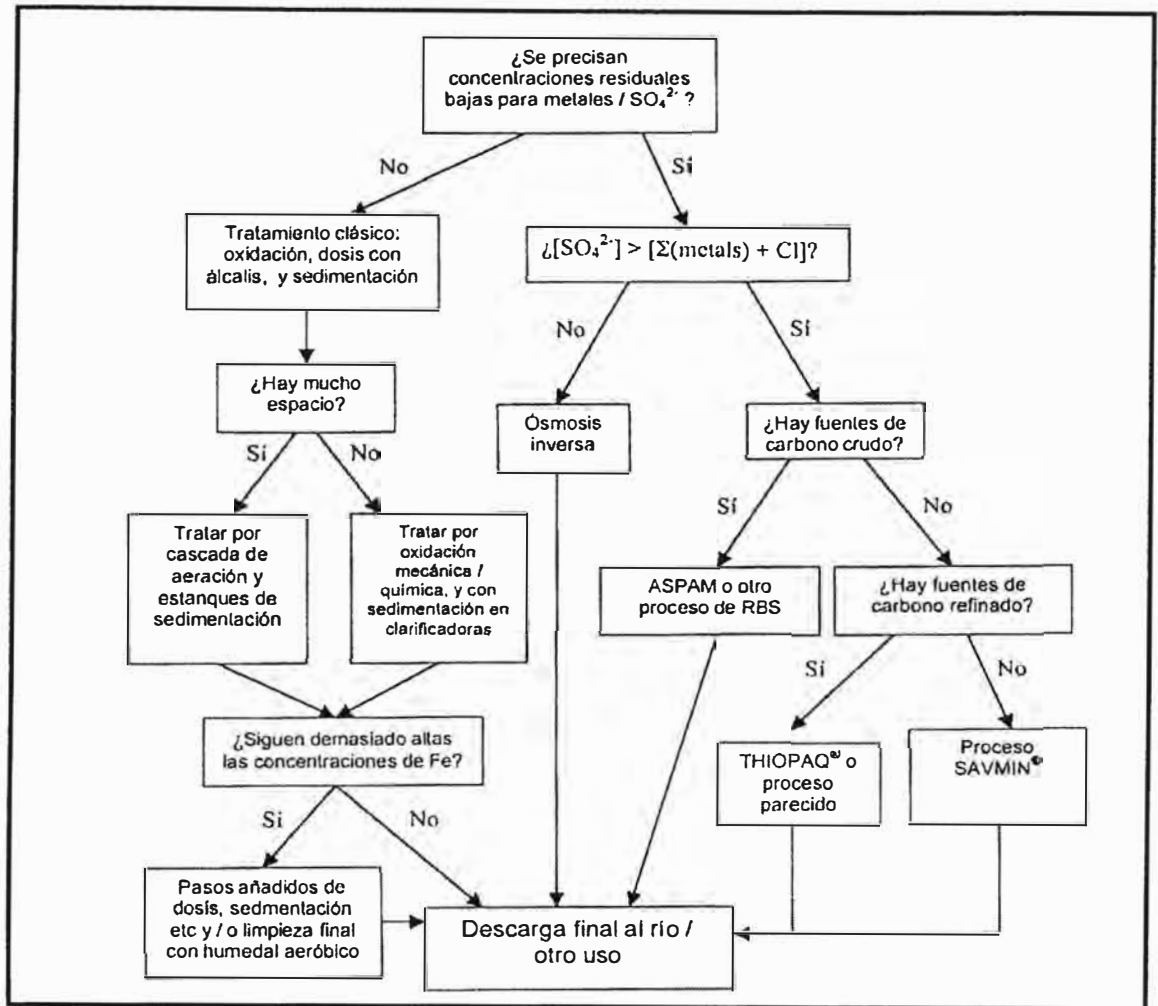


Fig. 3 Marco lógico para la selección de procesos de tratamiento activo para agua ácida de mina

Cada paso en este proceso ofrece una oportunidad para la optimización, por la cual se puede mejorar la eficiencia del proceso en su totalidad (Younger et al., 2002). Por ejemplo:

(i) La oxidación se realiza tradicionalmente por una cascada de aireación. Sin embargo, en circunstancias apropiadas el proceso de oxidación puede intensificarse por la aplicación de otros elementos mecánicos (p.ej. un aparato Venturi; Ackman, 2000), o por el uso de reactivos químicos (especialmente peróxido de hidrógeno, H_2O_2).

(ii) En cuanto al proceso de adición con álcalis, cada reactivo tiene sus propias ventajas e inconvenientes. Generalmente el reactivo más económico es la cal apagada, Ca(OH)_2 ; sin embargo, donde se precisa precipitar altas concentraciones de Mn, Zn y/o Cd, la soda cáustica suele resultar más barata todavía. Donde el espacio disponible para una planta de tratamiento es muy pequeño, se puede usar amoníaco en forma de gas.

(iii) El paso de la sedimentación frecuentemente ofrece las oportunidades más importantes para culminación del proceso de tratamiento en su totalidad. Eso es porque en el proceso de sedimentación gobierna la densidad del lodo de hidróxidos producido, que a su vez controla el volumen de residuos que se precisa recoger.

La sedimentación en un estanque sencillo suele dar lodos con un contenido en sólidos de 5% (en peso) o menos. Con otros enfoques, se puede aumentar este contenido en sólidos hasta un 40%. Un enfoque sencillo pero muy exitoso es el proceso HDS (high-density sludge). En este proceso (Figura 4) se bombea un porcentaje (~ 80%) del lodo final del estanque de sedimentación hasta el punta de arranque de la planta. Las partículas de lodo presentan núcleos para la precipitación de nuevos hidróxidos, y obtenemos una precipitación final de lodo con un 20% de sólidos en peso. La densidad puede aumentarse más por aplicación de filtros, prensas etc.

La optimización de la densidad y estabilidad de lodos fue el motivo para el desarrollo de una nueva variedad de precipitación de hidróxidos, en la que la reacción es controlada y cada partícula de hidróxido de hierro es abrigada por una capa de sílice. Tras ensayos a escala piloto, este método está ya en marcha a escala real en Venn Quarry (una mina a cielo abierto para agregados en Devon, Inglaterra, que tiene un problema de drenaje ácido), y aun se estudia su perfeccionamiento.

Un problema significativo asociado con la precipitación activa de hidróxidos es que se aumenta considerablemente la salinidad total del agua por la adición de Ca^{2+} o Na^+ (presente en los reactivos alcalinos). En las zonas secas del mundo (tal como la cuenca Mediterránea) la salinidad de aguas suele ser un problema más grave que la contaminación metálica. Aunque la desalinización puede realizarse por métodos convencionales, tal como ósmosis inversa y destilación de flash, estos métodos son muy costosos para la corrección de aguas ácidas de mina. Por eso, en los últimos años se ha investigado en la búsqueda de métodos económicos que rebajan la salinidad total de las aguas de mina. La mayoría de los esfuerzos en esta búsqueda se han enfocado en la precipitación de sulfuros, pero hay un solo método que rebaja la salinidad de aguas de mina mientras que los metales se precipitan como hidróxidos. El proceso SAVMINTM (Smit, 1999) utiliza métodos convencionales para precipitar los metales problemáticos (Fe, Mn, Zn, Cd, etc.) como hidróxidos, y la Ca^{2+} añadida reacciona con el sulfato en el agua para precipitar yeso. Tras la precipitación de la mayor cantidad de yeso posible, el agua todavía suele contener unos 2500 mg/L de SO_4^{2-} . Por reaccionar esta agua con hidróxido de aluminio en un ambiente de pH controlado (entre 11.6 y 12.0) se precipita el mineral ettringita ($3\text{CaO} \cdot 3\text{CaSO}_4 \cdot \text{Al}_2\text{O}_3 \cdot 31 \text{H}_2\text{O}$). La ettringita es un mineral (muy raro en la naturaleza) que tiene la buena propiedad de estar en equilibrio con aguas que contienen muy pocos mg/L de SO_4^{2-} . Tras precipitar la ettringita, el agua sale de la planta con salinidad muy baja. El lodo de ettringita se decompone con ácido sulfúrico, regenerándose el hidróxido de aluminio para la próxima utilización en el proceso, y liberando una solución concentrada de CaSO_4 , que se manda al estanque de precipitación de yeso. Así SAVMINTM produce aguas limpias, y un producto sólido rentable, es decir yeso (Smit, 1999). SAVMIN se ha probado solamente a escala piloto (en Sudáfrica), pero se espera su aplicación a escala real en las zonas secas de Europa.

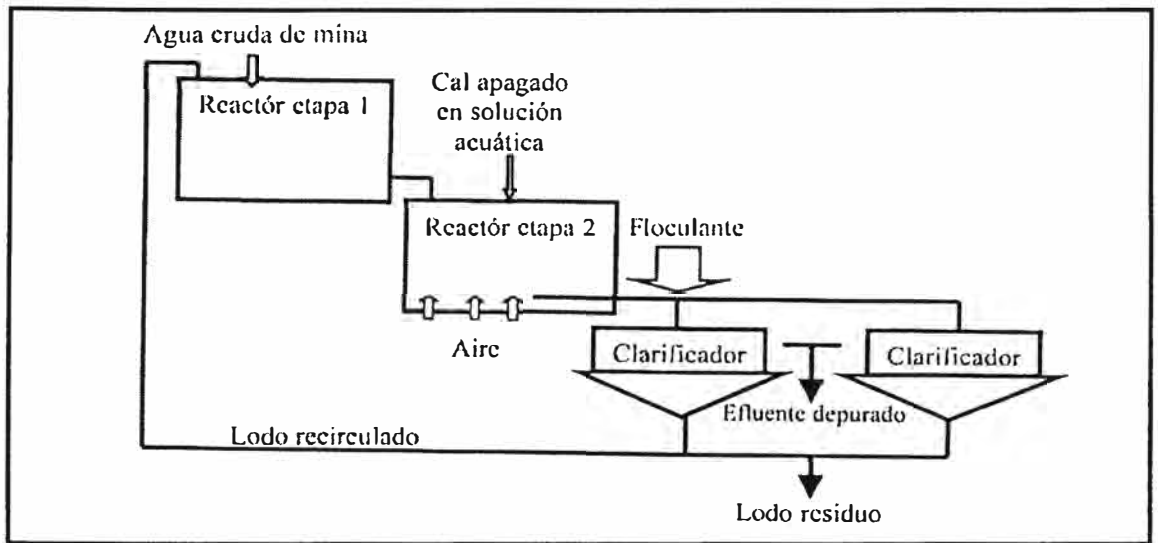


Fig. 4 Diagrama de flujo para el sistema HDS de la mina Whell Jane (Cornuales, Reino Unido)

4.2.2. Reducción de Bacteriana de Sulfato (RBS).

Si bien a la fecha no hay muchas aplicaciones de esta tecnología a escala real para aguas de minas en Europa, se conocen de aplicaciones exitosas a escala piloto (en la mina Wheal Jane, UK, por ejemplo), y de estas pruebas es claro que los procesos de RBS ocupan un nicho importante en dos circunstancias comunes:

- ✓ Donde la desalinización del agua es imprescindible
- ✓ Donde existen aguas altamente contaminadas por metales valiosos (tales como Cu, Zn), para que por varios procesos activos de RBS brinden posibilidades de recuperación de estos metales como materias primas.

Entre las posibles alternativas de los procesos activos de RBS hay dos muy notables:

- (i) El **Proceso THIOPAQ**, marca registrada de la empresa Paques Bio-Systems BV, Holanda; se usan mezclas de los gases H_2 y CO_2 , y/o etanol como una fuente de carbón para las bacterias. El proceso saca tanto metales como sulfato de las aguas de mina, dejando concentraciones residuales muy bajas. THIOPAQ obtiene lodos con bajo contenido en carbono y alta concentración de sulfuros, que en circunstancias aptas suelen proporcionar beneficios económicos en minería de metales de baja-ley.
- (ii) **El Proceso ASPAM**, es un ejemplo impresionante de varias tecnologías Sudafricanas que se conocen como "biodesalinización". El concepto de ASPAM (Rose et al., 1998) es la utilización de una fuente residual de carbono (de la industria de cuero, y/o de aguas residuales urbanas) para estimular la RBS en aguas ácidas de mina (que se mezclan con la fuente de carbón en grandes estanques). ASPAM realiza el tratamiento simultáneo de dos fuentes de residuos, sin utilizar reactivos costosos.

En conclusión la corrección de aguas ácidas de mina puede realizarse por dos tipos de tratamiento:

- Tratamiento activo, especialmente por precipitación de hidróxidos, pero también por métodos que aprovechan la reducción bacteriana de sulfatos. Quizás el reto más importante es la evolución de métodos baratos para desalinizar las aguas.
- Tratamiento pasivo, sobre todo por sistemas basados en reducción bacteriana de sulfatos, con una contribución importante también de disolución de calcita.

4.2.3. Proceso de Lodos de Baja Densidad LDS (Low-density sludge)

El Proceso LDS que traducido al castellano es LBD (Lodos de Baja Densidad) involucra la adición directa de lechada de cal a un tanque reactor y disposición de la descarga de la lechada neutralizada a una poza de sedimentación o clarificación, la cual también proporciona un lugar de almacenamiento y espesamiento del lodo.

4.2.4. Proceso de Lodos de Alta Densidad HDS (high-density sludge)

El proceso HDS es ampliamente conocido y aplicado en varias partes del Mundo como también el proceso LBD sigue siendo aplicado; la transnacional AMEC ha descrito el proceso HDS indicando que involucra la adición de cal al lodo recirculado en un tanque de mezcla de cal/lodo al inicio del sistema. La adición de cal ayuda al proceso, ya que transforma al lodo en un material denso, granular y de fácil drenaje con una viscosidad relativamente baja. Luego, la mezcla de cal/lodo es transportada a un reactor para combinarla con la mezcla de alimentación, esto optimiza la química del proceso y completará las reacciones de oxidación y precipitación. El floculante es añadido a la descarga proveniente del reactor antes de que flocule, en el pozo de alimentación del clarificador. El clarificador separa el efluente tratado del lodo, el cual es recirculado nuevamente, llevándolo al tanque de mezcla de cal/lodo.

Una manera mas completa para poder describir el proceso HDS es del siguiente modo, el sistema recicla los lodos con cal mezclándose para la neutralización. La solución de cal y el lodo recirculado son bombeados al tanque de mezcla cal-lodo donde se le agrega suficiente cal para la neutralización. La descarga de este se alimenta al tanque de mezcla rápida

donde se mezcla con el efluente ácido, neutralizándolo, precipitando la mayoría de los metales y donde el PH es controlado.

La pulpa neutralizada se alimenta al reactor principal donde es intensamente aireado para oxidar el ion ferroso a férrico y oxidar otras especies donde la precipitación es completada; la descarga de este reactor recibe una solución de floculante aglomerado todos los precipitados, esta mezcla luego alimenta al clarificador para separar el efluente tratado el cual se descarga por la parte superior, mientras que por la parte inferior los lodos sedimentados son el parte recirculados nuevamente.

La eficiencia del proceso HDS va a depender de un riguroso control del flujo de recirculación de lodo sedimentado, demanda una instrumentación sofisticada y costosa; descargando sus lodos de una forma intermitente. También se ha reportado que estas plantas requieren de varias semanas para alcanzar la densidad de 20% sólidos, lo que implica un retraso en su disponibilidad al inicio de operaciones y después de paradas programadas. Estas mismas limitaciones afectan su eficiencia en el caso de incrementos pronunciados del caudal de los ácidos y obligan a contar con reservorios de emergencia de gran magnitud. Asimismo las variaciones estacionales del caudal implican variaciones pronunciadas del pH que ocasionan a su vez gran variación en la relación Fe/Total de metales debido a que el fierro precipita a pH menores que el resto metales, estas circunstancias limitan nuevamente la eficiencia del proceso HDS.

Finalmente se ha reportado que el caudal de aire insuflado al reactor principal tiene que adecuarse al caudal del efluente y a su contenido de fierro. Algunos parámetros comunes de este proceso son un tiempo de retención de 50 a 60 minutos, consumo de floculantes de 2 a 3 g/m³, caudal

de aire de $2 \text{ pie}^3/\text{minuto}/\text{m}^2$ reactor y concentración de sólidos en el orden de 0.5 a 1.0 g/l.

El tiempo de retención es notablemente mayor que el requerido únicamente para neutralizar soluciones ácidas y precipitar metales el cual puede ser de hasta 5 minutos, esto es debido a la necesidad de oxidar el hierro de ferroso a férrico para lograr un precipitado compacto; es decir que emplear un tiempo 12 veces mayor que el de neutralización para la consolidación de los precipitados.

El consumo de floculante referido al peso del sedimento es también sumamente alto (4.0 kg/t) cuando se compara con el de pulpas de mineral o relave fino (0.05 kg/t).

En consecuencia, las plantas HDS requieren reactores de gran volumen y un alto consumo de energía.

La etapa crítica del proceso HDS es la recirculación del lodo sedimentado; la eliminación de metales disueltos es un precipitado estable ocurre al formarse en co-precipitado con hierro en la superficie de la partícula recirculada; la estabilidad de los precipitados mejora al incrementarse la relación de Fe/Total de metales, al extremo de que en ocasiones es necesario adicionar hierro al efluente. La oxidación es también un parámetro importante del proceso HDS y la transferencia de oxígeno necesaria tiene gran influencia en el dimensionamiento (y costo) del reactor y en el diseño de un sistema de agitación y dispersión del aire; influye asimismo en la potencia necesaria para el reactor y el compresor.

En la figura 5 se muestra el diagrama de flujo del proceso HDS diferente al de la figura 4 de la mina Whell Jane.

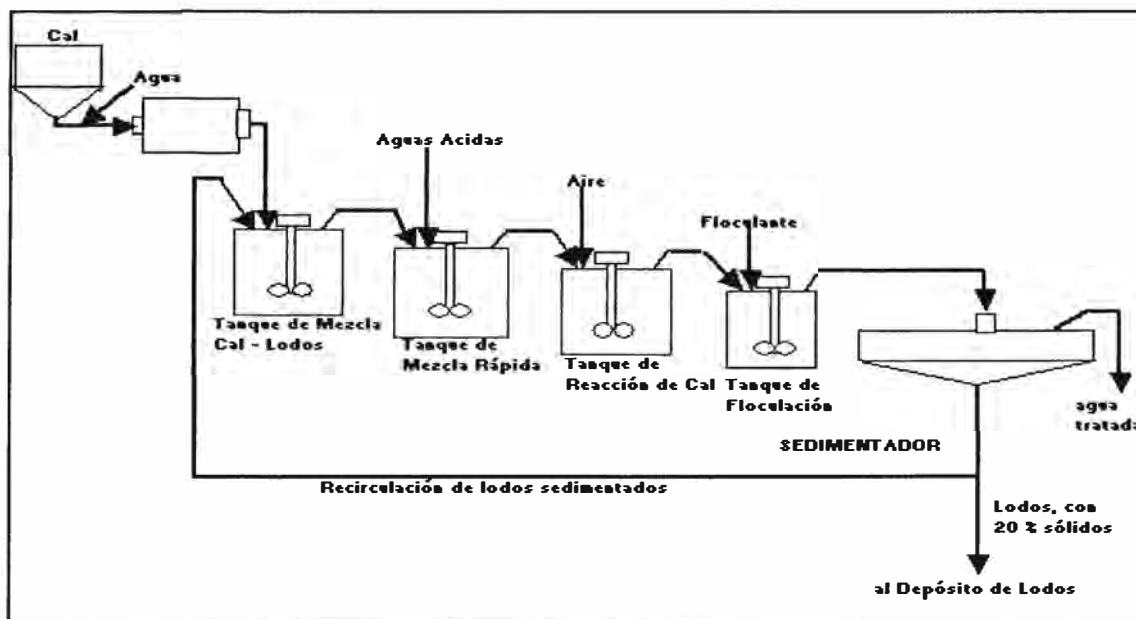


Fig. 5 Diagrama de Flujo de la Planta de Neutralización HDS con Lodos de Alta Densidad.

4.2.5. Proceso de Neutralización Dinámica y Coagulación de Smalvill (NCD)

El proceso NCD se basa en el fenómeno de “*slime coating*” o recubrimiento con lamas de partículas granulares el cual es un fenómeno que ocurre en la flotación de minerales y afecta la recuperación metalúrgica; esta adsorción ocurre mediante fuerzas electrostáticas que existen entre superficies sólidas de carga opuesta suspendidas en agua.

El proceso NCD introduce un coagulante sólido granular para adsorber los precipitados coloidales generados en la neutralización y sedimentarlos conjuntamente. El resultante es simple, rápido y eficaz, bajo costo de inversión y operación por que emplea tiempos de retención de 5 a 10 minutos reduciendo notablemente la dimensión de los tanques de neutralización, mientras que la alta velocidad de sedimentación reduce el tamaño del clarificador.

En esta tecnología se trata de aprovechar el subproducto obtenido de los procesos de concentración y lixiviación de minerales, los relaves. Una de las características que posee es la granulometría fina y la capacidad de neutralizar soluciones ácidas ya que contienen minerales no sulfurados tales como carbonatos, óxidos, silicatos, entre otros, los cuales consumen ácidos.

La capacidad de neutralización de los relaves se llama Potencial Neutralizante y se determina experimentalmente. Este valor es expresado en kilogramos de CaCO_3 por toneladas y expresa el equivalente de CaCO_3 puro que proporciona la capacidad de neutralización similar del relave o mineral considerado. En la tabla 1, se muestra el potencial neutralizante de relaves de algunos centros mineros del Perú.

Tabla N°1. Potencial Neutralizante ($\text{Kg CaCO}_3 / \text{TM}$) de varios relaves de flotación.

Relave	Yauricocha	Mahr Tunel	Casapalca	Cobriza	San Vicente
Potencial de Neutralización	258	103	105	65	903

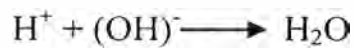
Fuente: Informe de Suficiencia de Viviana Ratto Vergaray de la Facultad de Ingeniería Química y Textil de la UNI.

La tabla anterior muestra que el potencial neutralizante varía de 65 a 903 $\text{kg CaCO}_3/\text{TM}$ dependiendo del contenido de carbonatos, un relave equivalente a $\text{kg CaCO}_3/\text{TM}$ equivale a una caliza con pureza del 90.3%.

Por lo tanto se puede decir que los relaves pueden ser empleados para neutralizar soluciones ácidas de Plantas de Neutralización reemplazando total o parcialmente a la cal molida. Como el relave no necesita una molienda adicional significa un ahorro de energía frente al uso de cal.

El relave puede añadirse después de la neutralización si solo actúa como coagulante. En el caso de minerales polimetálicos la pulpa del relave es alcalina debido a que en su última etapa de la planta concentradora se requiere pulpas con PH en el orden de 10 a 12 para la flotación de los sulfuros de Zn.

Cuando la pulpa del relave alcalina se mezcla de manera directa con una solución ácida la reacción es la siguiente:



Cuando la disponibilidad de los iones hidróxido es agotada el ácido remanente reaccionará con los carbonatos del relave, debido a la menor acidez el carbonato reaccionará con menor eficiencia neutralizando solo el ion hidrogeno por cada molécula de CaCO_3 .



A pH muy ácidos, como el agua ácida original los carbonatos neutralizan dos iones hidrógeno por cada molécula de CaCO_3 .



El incremento del PH por encima de 7 se puede obtener gracias a la mezcla de la pulpa neutralizada con una solución alcalina (PH de 10 a 12).

Para este caso el relave se añade antes que la Cal, y reduce el consumo de este además de actuar como coagulante.

Finalmente el proceso NCD ofrece en cualquiera de sus variantes un deposito de lodos de mayor estabilidad, menor costo y con un menor área disturbada que el correspondiente deposito de lodos del proceso HDS.

Las dimensiones del clarificador y bomba de recirculación, dependen de la carga circulante y densidad del lodo sedimentado y el volumen requerido para el depósito de lodos depende directamente de la densidad del sedimento. El mismo estudio indica que se requerirán varios meses de operación para alcanzar la densidad objetivo en los lodos.

El proceso NCD desarrollado por SMALLVILL utiliza el relave fino como agente neutralizante y/o coagulante. La acción neutralizante surge del contenido de carbonatos y otros minerales que exhiben los relaves y de su abundancia relativa respecto al caudal del efluente ácido; en el caso de la Planta NCD del Túnel Victoria (Fig. 6), que opera desde mayo 2004, esta aplicación del relave ha permitido ahorros en el consumo de cal en el orden de 1.5 millones de dólares según indica VOLCAN.



Fig. 6 Foto de la Planta de Neutralización NCD del Túnel Victoria

La empresa SMALLVIL ha comprobado experimentalmente que el proceso NCD permite lograr lo siguiente:

- Adsorber rápidamente los precipitados coloidales sobre la superficie de partículas de relave fino que en promedio son 400 veces más grandes, obteniéndose de este modo sedimentos con más de 15% sólidos en escasos minutos. Posteriormente estos sedimentos consolidan en

cuestión de días a más de 40% sólidos y finalmente alcanzan densidades del 80% que pueden ser sometidas a revegetación, como el depósito de relaves de Antuquito, Casapalca-Junin, cuyo cierre fue aprobado por el Ministerio de Energía y Minas. Ya se ha visto que la obtención de lodos densos es la mayor limitación que experimentan los métodos LBD y HDS descritos anteriormente y que en el caso del Túnel Kingsmill no logran densidades mayores a 6% sólidos en períodos hasta de varias semanas.

- La adsorción relave-coloide se realiza mediante atracción electrostática entre superficies con cargas eléctricas opuestas complementadas por fuerzas moleculares de Van der Waals cuando ellas se aproximan. Como consecuencia de esta reducción de la carga neta el agua molecular es expulsada del sistema y el volumen del lodo obtenido se reduce drásticamente. El principio del proceso NCD se observa en la figura 7, donde se aprecia que la mezcla de 300 ml de lodos coloidales (probeta 1) con 80 ml de relave fino (probeta 2) da como resultado un sedimento compacto de solo 80 ml (probeta 3) en lugar de un volumen de 380 ml que correspondería a una mezcla donde el agua molecular que caracteriza los precipitados coloidales permanece en la mezcla resultante. Por ejemplo la deposición de lodos que algunas Plantas HDS efectúan sobre Canchas de Relave consolidadas no hace sino incrementar el volumen directamente pues no se produce esta heterocoagulación. Este comportamiento es el que permite garantizar que el volumen usualmente requerido para almacenar el relave fino no se incrementará si el mismo se utiliza para coagular precipitados coloidales; por ello el proceso NCD no requiere construir depósitos adicionales y de gran magnitud para almacenar los lodos.

- La cantidad de relave fino necesario para coagular los lodos generados en la neutralización de un determinado efluente están en relación directa con la concentración de los lodos y oscila alrededor de 8 gr. relave/gr de lodo. Así el requerimiento en el caso del efluente del T. Kingsmill está en el orden de 4 g/L mientras que en el caso del T. Victoria está en el orden de 12 g/L.
- La tenacidad de la adsorción de coloides sobre el relave y su grado de consolidación son dependientes del pH puesto que la carga eléctrica (potencial zeta) de las interfaces mineral-agua superficie y precipitado-

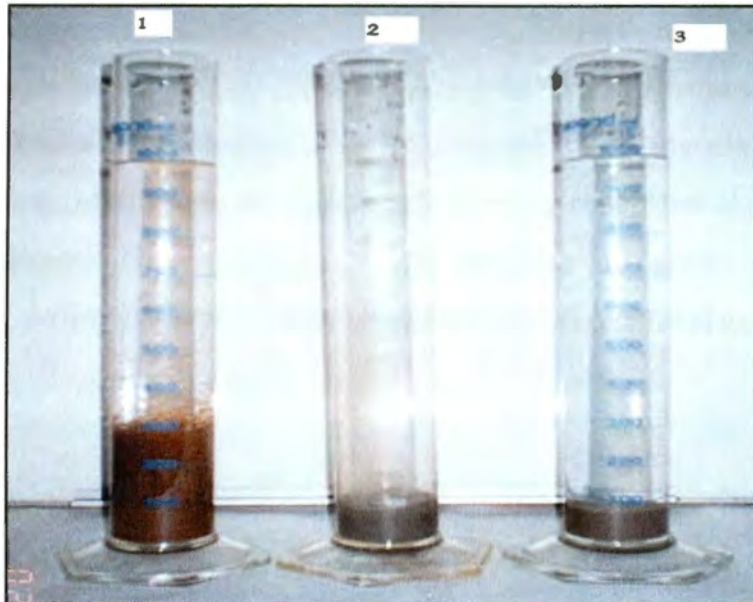


Fig. 7 Foto demostrativa del Principio de Funcionamiento del Proceso NCD

agua dependen también del pH. Los relaves están principalmente compuestos de silicatos, aluminosilicatos y carbonatos, que exhiben una carga negativa en casi todo el rango de pHs reportados en la práctica; por su parte los hidróxidos de metales pesados tienen una carga superficial positiva por debajo de pH 9.5. Según esto el pH óptimo para la coagulación está en el rango de 7 a 9.5 donde los sedimentos son más compactos; a pHs más altos el sedimento es menos compacto pero ello

no afecta el rendimiento del proceso con respecto a las alternativas LBD o HDS.

- La coagulación en el proceso de NCD puede ser realizada en forma simultánea o independientemente de la neutralización, y esto constituye una ventaja notable respecto al proceso HDS donde la consolidación de los precipitados es muy sensible a la química de la neutralización y a la recirculación; en el caso del T. Kingsmill el relave se adicionará al final del proceso de neutralización permitiendo de ese modo que los precipitados coloidales se generen y mantengan suspendidos tanto en el canal como en la tubería de conducción. Siendo la coagulación un fenómeno que no toma más de 1 minuto y la neutralización y oxidación puede ser lograda en términos de 5 minutos si se insufla oxígeno en lugar de aire, el tiempo de residencia en los reactores de las Plantas NCD no supera los 5 minutos. Esto permite un gran ahorro en la inversión y costo de energía para efluentes de gran caudal como el Túnel Kingsmill y el mismo Túnel Victoria.
- La sedimentación de precipitados coloidales que caracterizan a los procesos LBD y HDS no supera velocidades de 1 metro/hora, independientemente del nivel de floculante que se utilice; en cambio los flóculos generados alrededor de partículas de relave 400 veces más grandes generan velocidades de sedimentación de hasta 18 metro/hora generando también efluentes más claros. Esta característica impacta notablemente en el tamaño y costo de los Tanques Clarificadores que requieren ambos tipos de Plantas; así para el T. Kingsmill el área de Clarificadores que requiere la Planta HDS es 4,740 m² comparado con 760 m² que requiere la Planta NCD.

- El arranque de una Planta NCD después de una parada, programada o no, es simple pues la coagulación con el relave se realiza en materia de 1 minuto y no se requiere recircular los lodos; el arranque de una Planta HDS requiere en cambio de varias semanas para estabilizarse y aún así no garantiza una calidad uniforme respecto a la densidad de sus lodos: Se sabe que la mayor parte de las Plantas HDS que operan en el Mundo tienen una carga intermitente del Clarificador por la dificultad de uniformizar la densidad ante condiciones cambiantes del efluente ácido durante el año (La planta HDS de Cajamarquilla es una excepción porque la regularidad del proceso metalúrgico no es afectada por las estaciones del año; en consecuencia no es una buena referencia para proyectar la eficiencia del proceso HDS en el caso del túnel Kingsmill.).
- El proceso NCD no tiene carga recirculante y entonces el sedimento acumulado en el Clarificador puede ser descargado y enviado al Depósito sin afectar el proceso en marcha; una eventualidad similar para reparar el Clarificador en una Planta HDS requiere un depósito auxiliar para la descarga del sedimento pues de otro modo tomará semanas generar una nueva carga circulante de lodos para restaurar la operación. Esta gran flexibilidad en el caso de la Planta NCD garantiza que las emergencias pueden ser atendidas sin mayor dificultad. La recirculación de lodos, en el caso de la Planta HDS, demanda también un alto costo de energía de bombeo.
- El proceso NCD puede utilizar como coagulante el relave fino o el relave total sin clasificar, en este último caso es necesario incrementar la velocidad de rotación de los tanques reactores, además puede emplear como coagulante diferentes minerales criptocristalinos tales como caliza molida, escoria fina, magnetita fina, tierra en general y el propio relave fino puede ser reutilizado una vez que los precipitados han secado y

cristalizado. Se puede emplear relaves en pulpa o relaves antiguos luego de ser repulpados; en este último caso el nuevo sedimento se filtra para emplazarlo en el lugar original. Es importante destacar en este sentido que las calizas impuras que anteriormente han sido descartadas por su menor potencial neutralizante resultan muy apropiadas para cubrir una acción combinada neutralizante-coagulante.

- El costo de las Plantas NCD es en general un orden de magnitud menor que una Planta HDS de la misma capacidad y producen efluentes de similar o mejor calidad y lodos mucho más densos. La Planta NCD Victoria que maneja más de 525 l/s costó alrededor de 1.6 millones de dólares comparada con la Planta HDS de Quiruvilca que costó 4 millones de dólares y solo maneja 80 l/s.
- La rápida cinética de coagulación, gracias a que no está condicionada a la neutralización ni recirculación, y la alta velocidad de sedimentación en el proceso NCD resultan en Plantas NCD compactas; para el caso del T.Kingsmill esta Planta solo ocupará 3,500 m² comparado con los 60,000 m² que requiere la Planta HDS para el mismo objetivo. Cuando se toma en cuenta el depósito de lodos y pozas de emergencia las áreas se incrementan a 6,500 y 180,000 m² en el caso de la Planta NCD y de la Planta HDS, respectivamente.
- La Planta NCD es también muy eficiente desde el punto de vista energético, solo utilizará 285 Hp comparado con 1100 Hp que se ha estimado requiere la Planta HDS para el mismo objeto.

Estas mismas características de compactidad, simplicidad, bajo consumo de energía y bajo costo permiten que una Planta HDS pueda ser instalada y

operada en forma transitoria para atender emergencias ambientales como es el caso del T. Kingsmill.

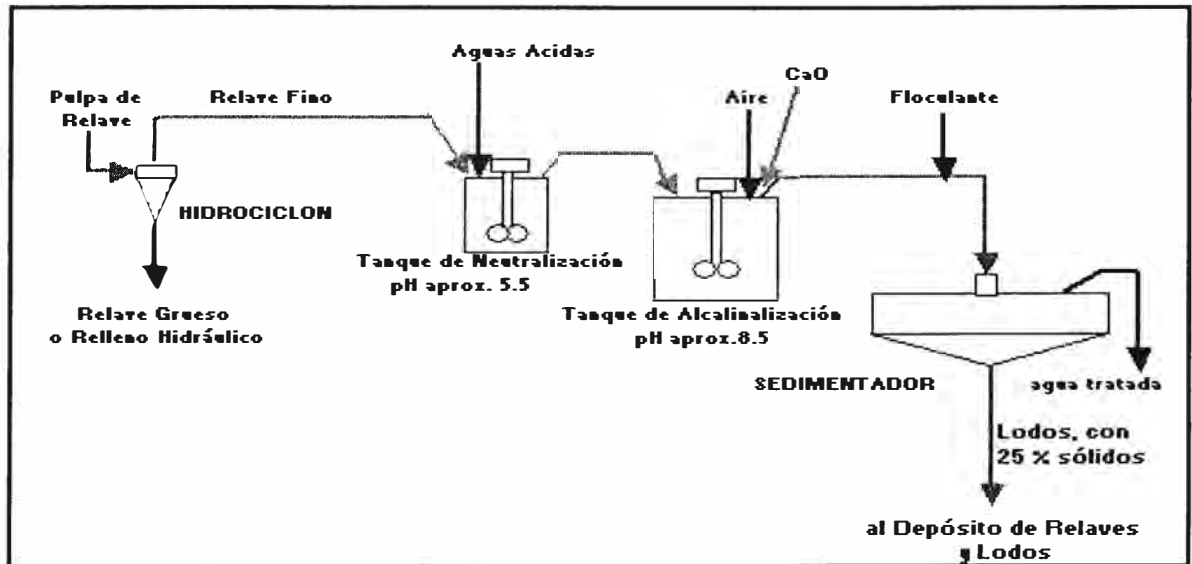


Fig. 8 Diagrama de Flujo de la Planta de Neutralización NCD con Relave Fino Previamente Clasificado

4.3. Tratamientos pasivos de agua ácida de mina.

Las denominadas tecnologías pasivas utilizan los procesos naturales químicos y biológicos que mejoran la calidad del agua. Idealmente, un tratamiento pasivo no requiere utilización de reactivos químicos y poco o nada de requerimientos en cuanto a operación y mantenimiento. Los costos de este tipo de tratamientos se refieren fundamentalmente a los relativos a la utilización de terreno.

Los sistemas de tratamiento pasivo utilizan procesos de eliminación de contaminantes que son mas lentos que los correspondientes a los utilizados en los sistemas de tratamiento convencional, por lo que, para lograr resultados

similares, se requieren de mayores tiempos de retención del agua de mina y mayores superficies de tratamiento.

El objetivo de aplicar sistemas de tratamiento pasivo al drenaje ácido de mina es intensificar los procesos naturales de mejora de la calidad de las aguas, de forma que tengan lugar dentro del sistema de tratamiento y no en las aguas receptoras. Dos factores importantes que determinan si el objetivo se puede alcanzar con resultados satisfactorios son, la cinética de los procesos de eliminación de contaminantes y el tiempo de retención del agua de mina en el sistema de tratamiento. A veces, para un particular emplazamiento minero, el tiempo de retención está limitado por la disponibilidad de terreno suficiente. Sin embargo, la cinética de los procesos de eliminación de contaminantes se puede modificar actuando sobre las condiciones medioambientales que existen dentro del sistema particular de tratamiento.

Cualquiera que sea el tratamiento dado al agua ácida de mina, se requiere la generación de suficiente alcalinidad para neutralizar su exceso de acidez. Para ello se pueden considerar diferentes tipos de métodos pasivos: humedales aerobios, humedales con sustrato orgánico, lechos de caliza aerobios, sistemas de aireación, drenes de caliza anóxicos (ALD) y sistemas sucesivamente productores de alcalinidad (SAPS). Cada una de estas tecnologías será la más adecuada dependiendo del tipo particular de problemática del agua de mina. Frecuentemente, son más efectivas cuando se emplean de forma conjunta y por ello, en algunos casos particulares la combinación de un sistema ALD y un humedal puede ser adecuado e incluso necesario.

Normalmente, el tamaño de un sistema de tratamiento se selecciona haciendo un balance del espacio disponible y los costes de construcción frente a la calidad del agua influente y los costes de posibles tratamientos químicos. El

agua de mina puede ser tratada con un sistema pasivo previo a un sistema de tratamiento químico, con la finalidad de reducir los costes de tratamiento total del agua o como una potencial alternativa parcial al tratamiento químico puro.

4.3.1. Consideraciones Generales.

El tratamiento pasivo para aguas de mina ha evolucionado desde hace más de 15 años, inicialmente en los Estados Unidos (Cohen & Staub, 1992; Hedin et al., 1994). Los métodos aplicables para aguas alcalinas de mina (es decir aguas contaminadas solamente por Fe y Mn) son ya bien desarrollados, y consisten en el uso de humedales aeróbicos (carrizales). Existen muchos ejemplos de la mala aplicación de humedales aeróbicos para aguas ácidas de minas (p.ej. Bannister, 1997). Humedales aeróbicos son inapropiados para el tratamiento de aguas aún ácidas, porque los procesos estimulados en humedales aeróbicos resultan en la hidrólisis del hierro, un proceso que libera ácido (ecuación (1)). Sin embargo, una vez que se ha corregido la acidez del agua de mina para otro tipo de sistema pasivo, se puede usar un humedal aeróbico como paso final, para remover los últimos mg/l de hierro. La figura 9 presenta el marco lógico para la selección entre los principales métodos para el tratamiento pasivo de aguas ácidas de mina.

4.3.2. Tecnologías con minerales carbonados o Sistemas ALD (Anoxid Limestone Drain).

Un enfoque obvio para el tratamiento pasivo de aguas ácidas pretende imitar lo que ocurre en la naturaleza, y neutralizar aguas ácidas por disolución de minerales carbonatados. El mineral carbonatado más útil en el tratamiento pasivo es la calcita (CaCO_3), que se disuelve mucho más rápidamente que

dolomía ($\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$). En los EEUU, el uso de caliza en sistemas de tratamiento pasivo se inició para la construcción de "drenes anóxicos de caliza" (anoxiclimestone drains; ALDs). Es importante notar que un ALD nunca debe ser considerado como un sistema de tratamiento completo en sí

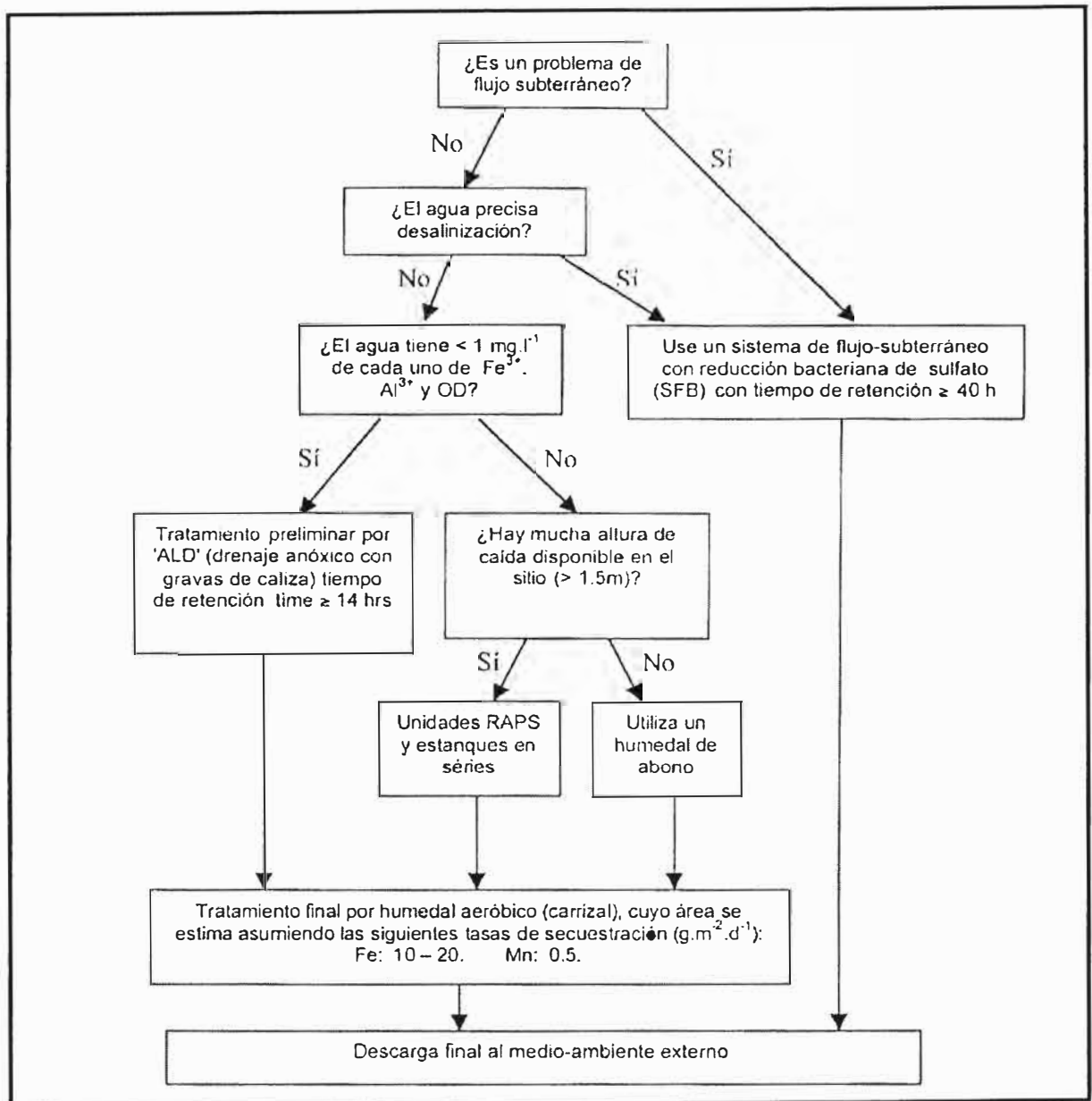


Fig. 9. Marco lógico para la selección de procesos de tratamiento pasivo para agua ácida de mina

mismo, más bien, siempre se sigue un ALD por un estanque de sedimentación, y luego un humedal aeróbico. Por eso, algunas autoridades consideran ALD como una tecnología de "pre-tratamiento".

La aplicabilidad de ALD es limitada debido a que el agua que precisa tratamiento debe tener menos de 1 mg/l de Fe^{3+} , Al^{3+} y oxígeno disuelto. Si una ALD recibe aguas con altas concentraciones de estos componentes, los poros del dren se colmatan con hidróxidos de Al/Fe, produciéndose (después de unos meses) el fracaso total del sistema. Aunque se han visto unas aplicaciones de ALD a escala piloto en Europa (e.j. Ulrich, 1999; Hamilton et al., 1999), la ausencia completa de ALD entre los 30 sistemas pasivos en el Reino Unido (todavía el país en la vanguardia de la aplicación de tratamientos pasivos de aguas de minas en Europa) sugiere que existen pocas aguas adecuadas para la aplicación de ALD a escala real. La aplicación más grande de una ALD en Europa hasta la fecha fue en el sistema pasivo experimental en la mina de Wheal Jane (Hamilton et al., 1999). En aquel sitio, la ALD fue colmatada con hidróxidos de aluminio hasta que el flujo de agua por el dren terminó tras seis meses de utilización.

a) Descripción y Funcionamiento.

Los drenes de caliza anóxica (ALD) consisten en una capa de caliza recubierta por diferentes materiales, y añaden alcalinidad al agua de mina (Fig. 10). Las condiciones anóxicas permiten que la disolución de la caliza pueda tener lugar sin que esta se recubra por óxidos e hidróxidos de hierro. La afinidad de los sistemas ALD es reducir la acidez mineral y generar alcalinidad y debe ser seguido por un sistema aerobio en el cual los metales sean eliminados mediante reacciones de oxidación e hidrólisis.

Los sistemas ALD producen alcalinidad a un costo mas bajo que los humedales. Sin embargo no todas las aguas de mina son adecuadas para un pre tratamiento con ALD. Los principales factores químicos que limitan la utilidad de los ALD son la presencia de hierro férrico (Fe^{3+}), el aluminio (Al^{+3}) y oxígeno disuelto (DO). Cuando las aguas ácidas que contienen Fe^{3+} o Al entran en contacto con caliza, se forman partículas de hidróxidos (FeOOH o $\text{Al}(\text{OH})_3$) sin que sea necesario el oxígeno. El hidróxido férrico puede recubrir la caliza, limitando su futura disolución. Por el contrario no se ha determinado hidróxidos de aluminio recubriendo la caliza. La concentración de ambos precipitados dentro del sistema ALD puede eventualmente hacer decrecer la permeabilidad del drenaje y causar obturación. La presencia de oxígeno disuelto en el agua provocará la oxidación de óxido de hierro ferroso a férrico dentro del ALD, y podrá entonces causar encostramiento y obturación. Mientras que el funcionamiento a corto plazo del ALD que recibe aguas de mina con elevados contenidos de Fe^{+3} , Al^{+3} o DO puede ser espectacular por la alta eliminación de metales, su funcionamiento a largo plazo es más cuestionable.

Las aguas de mina que contienen concentraciones muy bajas de DO, Fe^{3+} y Al (<1mg/l) serian las ideales para utilizar el pretratamiento con ALD. Cuando las concentraciones de estos parámetros sobrepasan 1 mg/l, el riesgo de que el sistema ALD falle prematuramente, aumenta.

En los sistemas ALD la alcalinidad se produce cuando el agua ácida entra en contacto con caliza en un ambiente cerrado, anóxico. Es importante utilizar caliza con alto contenido en MgCO_3 o $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$. Las calizas utilizadas en sistemas ALD que funcionan bien contienen de un 80 a 95% de CaCO_3 .

Las reacciones químicas que tienen lugar en un sistema ALD son de dos tipos: reacciones que incrementan los contenidos en alcalinidad del agua y las

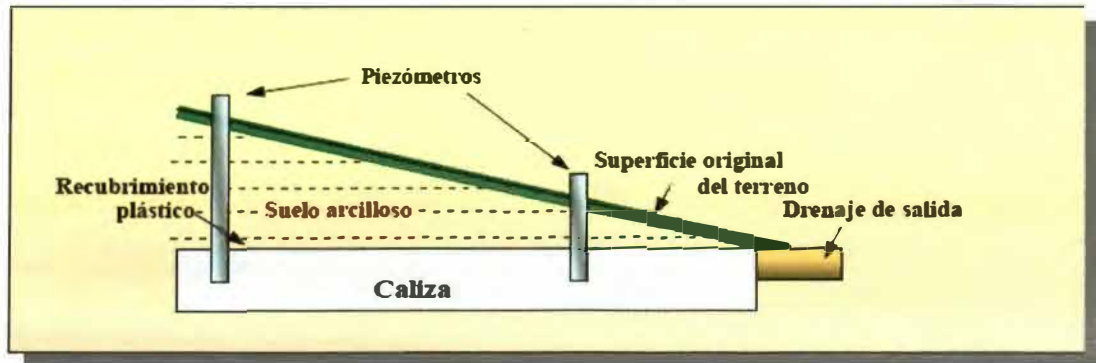
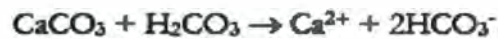


Fig. 10. Representación esquemática de un sistema ALD

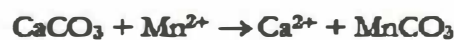
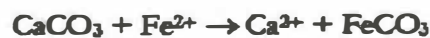
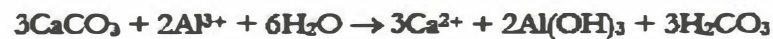
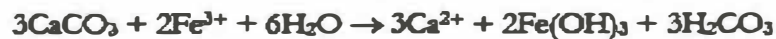
que disminuyen su acidez:

Reacciones que generan alcalinidad:



La alcalinidad es generada principalmente por reacciones que incrementan la concentración del ion carbonato (HCO_3^-). En los sistemas naturales la principal reacción que genera esta alcalinidad es la reacción del ácido carbónico (H_2CO_3) con calcita.

Reacciones que reducen acidez:



La acidez de agua de mina se reduce en los sistemas ALD mediante la neutralización de la acidez protónica (H^+) y la precipitación de hierro, manganeso y aluminio. El hierro y el aluminio precipitan potencialmente como hidróxidos, mientras que el hierro ferroso y el manganeso lo hacen como carbonatos.

Ambos tipos de reacción están relacionadas. La neutralización de la acidez protónica asociada con H^+ libres de las reacciones de hidrólisis de metales generan un dióxido de carbono, el cual, mediante la formación de ácido carbónico, incrementan la generación de alcalinidad. El bicarbonato producido por la disolución de calcita puede reaccionar con Fe^{2+} y Mn^{2+} para formar siderita ($FeCO_3$) y rodocrosita ($MnCO_3$).

Las reacciones anteriormente expuestas tienen lugar según un orden predecible directamente relacionado con los productos de solubilidad de los sólidos. Cuando un agua muy ácida y con alto contenido metálico entra en contacto con la caliza, la primera reacción que ocurre es la neutralización de la acidez protónica. Esta reacción eleva el pH, lo cual hace descender la solubilidad de los hidróxidos. Cuando un agua muy ácida y con alto contenido metálico entra en contacto con la caliza, la primera reacción que ocurre es la neutralización de la acidez protónica. Esta reacción eleva el pH entre 3 y 4, el ion férrico precipita como hidróxido férrico. Con pH entre 4 y 5, el aluminio precipita como hidróxido de aluminio. Cuando el pH sube por encima de 4.5, el bicarbonato comienza a acumularse en cantidades apreciables y a medida que aumenta su concentración, puede ser rebasada la solubilidad de los carbonatos metálicos, causando la precipitación de siderita ($FeCO_3$) y rodocrosita ($MnCO_3$). En una de estas reacciones, el calcio entra en solución; a medida que aumenta su concentración, aumenta la posibilidad de precipitación de $CaSO_4$.

b) Diseño

El ALD se debe llenar para minimizar las entradas de oxígeno atmosférico y maximizar la acumulación de CO₂ en su interior. Para ello se utiliza, generalmente, una capa de arcilla de varios decímetros. Una lámina de geotextil se utiliza, normalmente, entre la arcilla y la caliza, como barrera. El sistema está diseñado para que la caliza este completamente recubierta de agua de forma permanente. Las dimensiones de los drenes de caliza, normalmente de forma lineal, varían considerablemente, para caso concreto. En lugares en los que no son posibles sistemas ALD de forma lineal, se construyen lechos de 10 a 20 m. de ancho.

La masa de caliza requerida para neutralizar una cierta descarga durante un determinado periodo puede ser rápidamente calculada a partir de la proporción de flujo de agua y ciertas suposiciones sobre la capacidad de generar alcalinidad del sistema ALD. Estudios recientes han llegado a considerar que son necesarias unas 14 horas de contacto entre caliza y agua de mina en el sistema ALD para llegar a adquirir una máxima concentración de alcalinidad. Para conseguir este tiempo de contacto de 14 horas dentro del sistema ALD, se requieren unos 3 kg de caliza para cada litro por minuto de flujo de agua. Los cálculos también asumen que las aguas de mina no contengan hierro férrico ni aluminio. La presencia de estos iones aumentaría el problema por la deposición de costras sobre las superficies de la caliza.

El tiempo de retención teórico (t_r) del agua de mina en el interior de un ALD se estima mediante la ecuación:

$$t_r = \frac{M \cdot V_v}{\rho_b \cdot Q}$$

Donde M es la masa de caliza, V_v es el volumen de huecos expresado en forma decimal, ρ_b es la densidad de la caliza y Q es el caudal de agua de mina. Se suele asumir una densidad de la caliza en torno a 1600 kg/m^3 y una porosidad de 45 a 50%. Además de la caliza requerida para un cierto tipo de retención, debe añadirse una mayor cantidad para compensar las pérdidas que se produzcan en el tiempo útil de tratamiento previsto. Por tanto, la masa total de caliza requerida se estima de la forma:

$$M = \frac{Q \cdot \rho_b \cdot t_r}{V_v} + \frac{Q \cdot C \cdot T}{x}$$

Donde C es la concentración de alcalinidad esperada en el efluente del ALD, T es la vida útil diseñada para el ALD y x es el porcentaje de contenido en CaCO_3 de la caliza.

Los drenes de caliza anóxicos (ALD) son un componente más de un sistema de tratamiento pasivo. Cuando el ALD opera idealmente, su único efecto sobre la química del agua de mina es elevar el PH a valores próximos al neutro y elevar las concentraciones de calcio y alcalinidad. El hierro y el manganeso disueltos permanecerían inafectos durante su circulación a través del sistema.

El sistema ALD debe continuar con un sistema de humedal en el que tendrán lugar la oxidación, hidrólisis y precipitación de metales. El tipo de tratamiento que debe de dar al agua pre tratada con ALD, dependerá del acidez de agua de mina y de la cantidad de alcalinidad generada por el ALD. Si el ALD genera suficiente alcalinidad para transformar el drenaje ácido de mina en alcalino, entonces el efluente del ALD puede ser tratado con una

balsa de recogida y un humedal aerobio. En lo posible el agua debe ser aireada tan pronto como sea posible y enviada a la balsa recogida. El tamaño del sistema de post-tratamiento de las aguas dependerá de la alcalinidad alcanzada por el ALD. En general para agua de minas con acidez inferior a 150 mg/l puede ser suficiente un pre tratamiento con ALD seguido de un humedal aerobio.

Si el agua de mina está contaminada solamente con Fe^{2+} y Mn, y la acidez excede los 300 mg/l, no es probable que un sistema ALD pueda generar suficiente alcalinidad para descargar aguas alcalinas. Cuando esta agua parcialmente neutralizada es tratada aerobiamente, el hierro precipita rápidamente, pero la ausencia de suficiente amortiguación de la acidez puede dar lugar a una descarga con bajo PH. Construir un segundo sistema ALD, para recargar el agua de mina con adicional alcalinidad después de su flujo a través de un sistema aerobio. Si la finalidad del tratamiento es neutralizar toda la acidez pasivamente, entonces se podría utilizar un humedal con sustrato de compost para generar alcalinidad adicional. En este caso el sistema tendría tres tecnologías pasivas, ALD, balsa de aireación-humedal aerobio, y finalmente humedal con sustrato de compost.

Si el agua de mina está contaminada con Fe^{3+} o Al^{3+} , con el sistema ALD se pueden tratar mayores concentraciones de acidez que cuando el agua esta contaminada solamente con Fe^{2+} y Mn. Esta mejora de la acción resulta de un decrecimiento en la acidez mineral a causa de la hidrólisis y precipitación de Fe^{3+} y Al^{3+} dentro del ALD. Estas reacciones de eliminación de metal disminuyen la acidez mineral del agua. Sistemas ALD contruidos para tratar aguas de mina con acidez superior a 1.0 mg/l han conseguido descargar aguas alcalinas.

c) Descripción de costes

Los costes totales asociados a un sistema ALD varían ampliamente dependiendo sobretodo de su tamaño, que a su vez dependen de la cantidad y calidad de agua de mina a tratar. La parte más costosa corresponde a los equipamientos de construcción, aunque muchas compañías mineras disponen de la maquinaria necesaria para la construcción del ALD, con lo que estos costes se reducen mucho. El precio de los materiales empleados en la construcción es muy reducido.

En comparación con los métodos tradicionales de adición de alcalinidad, el sistema ALD resulta mucho más económico. Algunas estimaciones como las realizadas en USA estiman que para un caudal de aguas ácidas de mina de 40 l/min con un contenido de 50 mg/l de acidez ó lo que sería 1.051 toneladas de acidez por año a tratar tendrían un costo en el rango de 1200 a 1650 dólares (Skousen, J.G. et al., 1992).

Para sobrepasar esta limitación a la aplicabilidad de disolución de calcita, es posible combinar reducción bacteriana de sulfatos con algo de la tecnología de ALD. Esta resulta en sistemas del tipo "SAPS", que esta discutido en la sección siguiente.

4.3.3. Sistemas Sucesivos de Producción de Alcalinidad (SAPS).

Mientras gran cantidad de aguas de mina pueden ser tratadas con éxito con algunos de los sistemas indicados anteriormente (humedales construidos aerobios, humedales construidos anaerobios, o drenes de caliza anóxicos), en algunos casos particulares, la calidad de agua de mina no es apropiada para aplicar estos métodos.

Este es el caso de los sistemas ALD, que solo resultan apropiados para tratar aguas con bajos contenidos de hierro férrico, aluminio y/o oxígeno disueltos. Además poseen una cantidad limitada para generar alcalinidad, cuyo máximo se estima en unos 300 mg/l para los diseños de 1994 (Hedin et al., 1994). También la disposición física de la captación del agua a tratar condiciona su funcionamiento, ya que el contenido de oxígeno disuelto del agua de mina que ha estado expuesta a la atmósfera generalmente excede el límite aceptable para un ALD. Obviamente, los sistemas de caliza anóxica no se pueden tampoco usar tras un sistema de tratamiento de tipo aerobio.

A diferencia de los sistemas ALD, los humedales de sustrato orgánico no poseen limitaciones en cuanto a las concentraciones de hierro, manganeso, hierro férrico, aluminio y oxígeno disuelto del 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 requieren extensas áreas de tratamiento, lo que hace incrementar los costos. Los innovadores sistemas sucesivos de producción de alcalinidad superan estas limitaciones de los humedales e incluyen muchas de sus ventajas.

Desde su implantación, se han ido desarrollando diferentes diseños de sistemas pasivos dirigidos a forzar al agua a deslazarse a través de lechos de materia orgánica y caliza dentro del sistema, y se observó que los sistemas que favorecen un flujo vertical se mostraban como los más favorables. Las limitaciones de los sistemas ALD son eliminadas mediante las elevadas presiones que el agua experimenta en un sistema de flujo vertical (SAPS) en comparación con las reducidas presiones existentes en un sistema de flujo lateral como el ALD. Además, las secciones perpendiculares al flujo son mucho mayores en el caso de los SAPS.

Estos sistemas, normalmente están constituidos por capas alternas de compost y caliza, y reciben el nombre de sistemas sucesivos productores de alcalinidad (Successive Alkalinity-Producing Systems: SAPS), sistemas reductores y productores de alcalinidad (Reducing and Alkalinity-Producing Systems: RAPS) o humedales anaerobios de flujo vertical.

a) Diseño

Estos sistemas fueron desarrollados por Kepler y McCleary (1994) para eliminar los problemas que planteaban los sistemas ALD de posibles obstrucciones por precipitación de hidróxidos de hierro y aluminio. Se trata sistemas híbridos entre los humedales con sustrato orgánico y los sistemas ALD, ya que consisten en balsas compuestas por dos capas: una superior de materia orgánica (abono, compost, etc.) de unos 50 cm de espesor y otra inferior de grava caliza de 0.5-1 m de espesor. El nivel de agua libre está por encima de ambas capas (1-2 m) y el sistema en su conjunto es drenado por su parte inferior mediante redes de tubos, con lo que se garantiza un flujo del agua en sentido vertical (Fig. 11). La capa superior de sustrato orgánico tiene por función transformar el Fe^{3+} a Fe^{2+} y eliminar el oxígeno disuelto del agua con lo que la caliza de la capa inferior no se recubre de precipitados de hidróxido de Fe^{3+} , con lo que la disolución de carbonato cálcico puede ser mantenida durante muchos años, proporcionando grandes incrementos de alcalinidad y aumento del sistema. Además, los SAPS se pueden usar en serie hasta alcanzar condiciones netamente alcalinas (Watlaf, G.R., et al., 1995).

En el fondo de la capa de caliza se sitúa el sistema de drenaje, que bien puede estar constituido por una tubería perforada. La capa de compost añade alcalinidad (mediante una combinación de disolución de caliza y reducción de sulfatos), elimina el oxígeno disuelto, reduce el hierro férrico a hierro ferroso, y elimina el aluminio. Adicionalmente, la capa de compost baja las

concentraciones de otros metales traza. La capa de caliza añade alcalinidad adicional.



Fig. 11 Representación esquemática de un sistema SAPS (modificado de Younger, 1998)

Igualmente a lo que ocurría con los sistemas ALD, se requiere que los efluentes de un sistema productor de alcalinidad (SAPS) pasen a una balsa de oxidación/deposición o un humedal aerobio, en comparación de un humedal anaerobio tradicional, se ha observado que en estos sistemas disminuyen aproximadamente 10 veces más acidez por unidad de área (Watzlaf, 1998). Otra ventaja adicional de este sistema en relación a los humedales convencionales es que el área de terreno requerida para su construcción resulta ser de un 40% inferior (Younger, P.L. et al., 1997).

Para su dimensionado se han venido utilizando diferentes métodos, de los dos más usuales (Watzlaf, 1998), uno de ellos se basa en la utilización de la carga de acidez, para lo que se consideran proporciones de eliminación de acidez entre 30 y 80 g/día/m² superficie, y el otro se basa en los criterios desarrollados para el dimensionado de drenes de caliza anóxicos, considerando el tiempo de residencia en su interior y la cantidad de caliza

necesaria para un flujo determinado (7.20 kg de caliza por litro/minuto de flujo)

La experiencia en la utilización de estos sistemas es todavía escasa, ya que sólo recientemente se han comenzado a tratar con estos métodos aguas de mina con altas concentraciones de aluminio, por lo que los efectos que éste puede producir en el sistema aun no es bien conocido. Sin embargo, los resultados de los que se dispone hasta ahora muestran que el diseño del SAPS asegura las condiciones anóxicas en el agua en contacto con la caliza y en conjunto, estos sistemas pueden suponer una eficaz alternativa de tratamiento pasivo, que reduce significativamente el área requerida para el mismo. Kepler y McClearly (1994) sugieren la disposición de un humedal tradicional con vegetación vascular entre los sistemas SAPS para ayudar a eliminar los sólidos disueltos y proporcionar una fuente adicional de materia orgánica.

4.3.4. Tecnologías pasivas que aprovechan reducción bacteriana de sulfatos.

Como se ha mencionado anteriormente, el proceso de reducción bacteriana de sulfatos brinda la posibilidad de combatir acidez, reducir la alcalinidad de los bicarbonatos disueltos, y remover metales del agua mediante la precipitación de sulfuros. La aplicación de este proceso en sistemas pasivos se realiza por tres sistemas diferentes (Younger et al., 2002):

- Humedales de abono (compost wetlands) (Figura 12), es decir, humedales con sustratos espesos de abono, en los que se mantienen condiciones anaeróbicas que promocionan reducción bacteriana de sulfatos.
- Sistemas de flujo subterráneo con reducción bacteriana de sulfato (SFB), entre los que están comprendidos barreras reactivas permeables para aguas subterráneas (permeable reactive barriers, PRBs; Figura 13) y otros

sistemas parecidos que se aplican para descargas superficiales de aguas ácidas (Figura 14).

- Sistemas reductores y productores de alcalinidad (reducing and alkalinity-producing systems; RAPS; Figura 15) (previamente llamado como "SAPS" (sistemas sucesivos de producción de alcalinidad); Kepler & McCleary, 1994).

Un RAPS típico consta de una capa de abono ($\geq 0.5\text{m}$) encima de una capa de gravas de caliza (también $\geq 0.5\text{m}$). El flujo se dirige verticalmente, por el abono, y luego por la capa de áridos de caliza. La disolución de calcita sigue sin los problemas de colmatación que afectan a las ALD porque las condiciones reductoras producidas por el abono aseguran que el hierro está presente en la forma ferrosa (Fe^{2+}) en la que no puede precipitar hidróxidos en las superficies de las piedras de caliza bajo las condiciones ambientales de pH (Hedin et al., 1994; Kepler & McCleary, 1994).

Cada tipo de sistema tiene sus propias ventajas e inconvenientes. En general, los RAPS son preferibles para la mayoría de los casos. Sin embargo, la implementación de RAPS precisa la disponibilidad de una altura de caída del agua en el sitio mayor de 1.5m (Kepler & McCleary, 1994). En lugares donde no se posee tal desnivel, se puede utilizar un humedal de abono (aunque se precisa un área entre 3 o 4 veces más grande que la de un RAPS para abastecer el mismo nivel de depuración; Jarvis & Younger, 1999). Ni RAPS ni humedales de abono resultan ser una rebaja apreciable en la salinidad de aguas de mina. Donde la desalinización es imprescindible, un SFB es la opción más adecuada (Cohen & Staub, 1992). No obstante, la aplicación de un SFB para una descarga de aguas de mina en la superficie demanda una gran altura de caída (de varios metros, para superar la permeabilidad baja del abono), y un volumen total muy grande (para asegurar un tiempo de retención

del agua superior a las 40 horas). Los PRB son un ejemplar del tipo SFB que se implementan sola mente dentro de acuíferos contaminados (Figura 5; Benner et a/., 1997).

En todos los casos (con la única excepción de las PRB para la que es imposible), se recomienda que a la unidad de reducción bacteriana siga un paso de oxidación (preferiblemente incluyendo un humedal aeróbico) para re-oxigenar el agua y sacar los restos de hierro, etc., antes de su descarga final al río. Ya se han visto aplicaciones de todos estos tipos de sistemas en Europa, particularmente en Gran Bretaña y España. Por ejemplo:



Fig. 12 Perfil Esquemático de un Humedal de Abono

- Humedales de abono (compost wetlands) se han implementado en el Reino Unido (Younger et a/., 1997; Ordóñez et al., 1998; Jarvis and Younger, 1999; Heal and Salt, 1999) y Esparia (Ordóñez Alonso, 1999).
- Barreras reactivas permeables se han instaurado en España (Alcolea et al., 2001) e Inglaterra (Amos & Younger, en prensa).
- Ejemplares de RAPS existen ya en Gales (Younger, 1998), Inglaterra (2002) y Galicia, España (Laine, 1998).

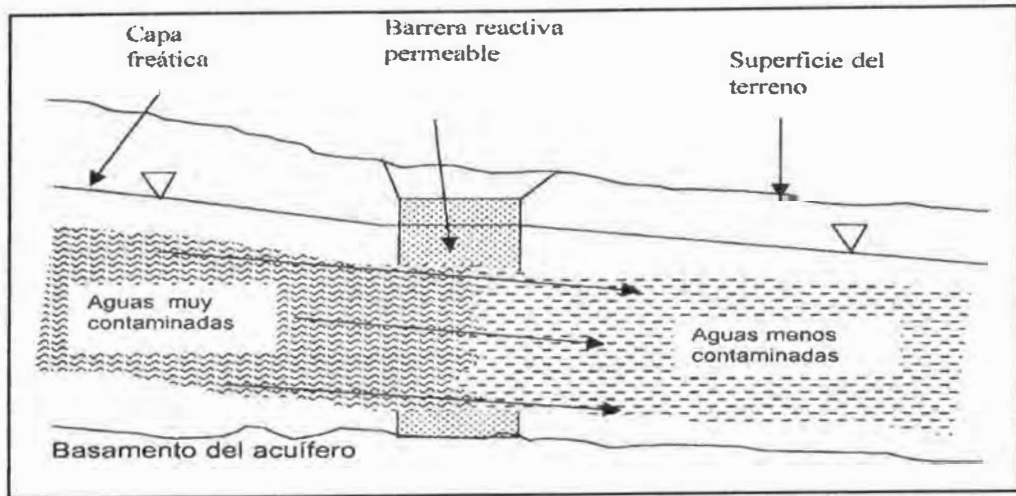


Fig. 13 Perfil Esquemático de una Barrera Reactiva Permeable

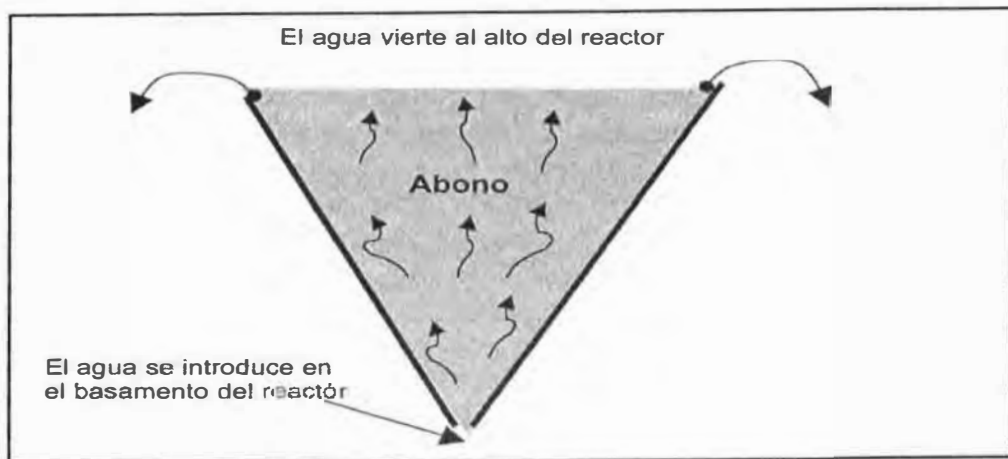


Fig. 14 Perfil Esquemático de una Barrera Reactiva Permeable

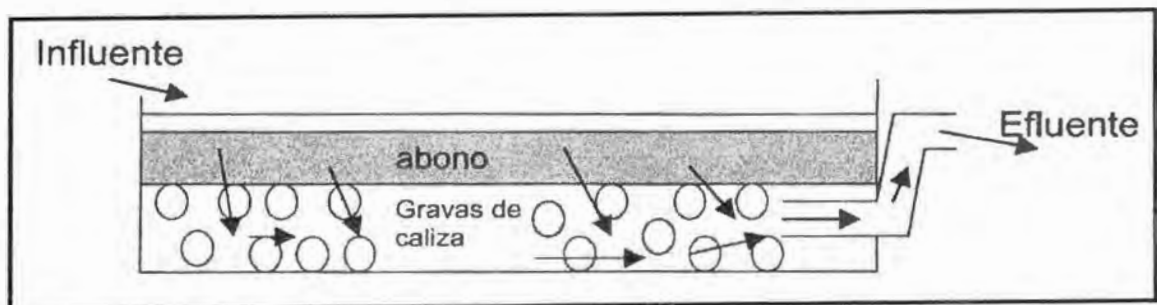


Fig. 15 Perfil Esquemático de una unidad de RAPS

V. TRATAMIENTO DE AGUA ÁCIDA DE MINA EN EL PERU Y EN EL MUNDO.

5.1. Conceptos Básicos para el Diseño de Planta de Tratamiento de Agua Ácida de Mina.

5.1.1. Coagulación y Floculación.

En términos generales, los sólidos suspendidos que contienen el agua turbia, comprenden partículas suficientemente grandes que se pueden sedimentar al reposar el agua y sólidos dispersados que no sedimentaran con facilidad. Una parte considerable de estos sólidos que no se asientan pueden ser coloide. Cada partícula se encuentra estabilizada por cargas eléctricas negativas sobre su superficie que repelen las partículas vecinas, como se repelen mutuamente dos polos magnéticos. Este efecto impide que las partículas se aglomeren y formen así masas mayores, llamadas flóculos, evitando la sedimentación de las mismas. La coagulación desestabiliza los coloides al neutralizar las fuerzas que los mantiene separados. Esto se logra, por lo general, añadiendo coagulantes químicos y aplicando energía de mezclado. Los coagulantes químicos de uso común son las sales de aluminio, las sales de hierro y los polielectrolitos.

Estas sustancias químicas cancelan las cargas eléctricas sobre la superficie del coloide, permitiendo que las partículas coloidales se aglomeren formando flóculos. Estos flóculos, inicialmente pequeños, crean al juntarse aglomerados mayores que son capaces de sedimentarse. El proceso de desestabilización es la coagulación (neutralización de la carga) y la etapa de formación de flóculos es la floculación.

En los casos donde el floculo formado por la aglomeración de varios coloides no es lo bastante grande como para sedimentarse con la rapidez deseada es necesario el uso de floculantes. Un floculante reúne partículas floculadas en la red, formando puentes de una superficie a otra y enlazando las partículas individuales en aglomerados. El alumbre, las sales de hierro y los polímeros de peso molecular alto son floculantes comunes. La floculación es estimulada por un lento mezclado que junta poco a poco los flóculos; un mezclado demasiado intenso los rompe y dócilmente se vuelven a agrupar en un tamaño y fuerza óptimos.

Se emplean dos tipos de pruebas de laboratorio para seleccionar el mejor producto químico y aproximarse a la dosis requerida para la clarificación: la prueba de jarra y la prueba del cilindro. Se emplea la prueba de jarra cuando el contenido de sólidos suspendidos en la corriente que deberá clarificarse es menor 5000 mg/l aproximadamente. Se emplea la prueba del cilindro en corrientes de lodo pesado donde los sólidos suspendidos exceden los 5000 mg/l.

5.1.2. Mezcladores

En estas unidades se realiza la dispersión del coagulante en toda la masa de agua por tratar. Esta dispersión debe ser lo mas homogénea posible, con el objeto de desestabilizar a todas las partículas presentes en el agua y optimizar el proceso de coagulación que se esta llevando a cabo en esta etapa. La coagulación es la parte más importante del proceso de separación de sólidos del agua turbia; si la coagulación es deficiente, el proceso completo también lo será, sin importar cuan eficientes sean las otras etapas.

La eficiencia de la coagulación depende de la dosificación y de la rapidez en la mezcla. En el mezclador, la paliación del coagulante debe ser constante y

debe distribuirse uniformemente en toda la sección de aplicación, en la cual se exige una fuerte turbulencia para que la mezcla del coagulante y la masa de agua se produzca en forma instantánea. La mezcla rápida es una operación que tiene por finalidad promover la dispersión del coagulante en el agua; las reacciones de hidrólisis que ocurren inmediatamente después de la adición del coagulante son casi instantáneas, por lo que es necesaria una intensa agitación en el punto de agitación del coagulante al agua para asegurar una distribución uniforme y la exposición de las partículas coloidales, que deben ser desestabilizadas para una coagulación eficiente.

La mezcla rápida puede ser realizada por la turbulencia provocada por dispositivos mecánicos o unidades hidráulicas. Los dispositivos mecánicos que promueven la agitación incluyen paletas rotativas, hélices o turbinas; en cambio, la mezcla rápida hidráulica se realiza normalmente por medio de resaltos hidráulicos en canales abiertos, en canaletas “Parshall” o en cualquier punto de turbulencia elevada en las canalizaciones, como placas de orificio, etc. Para medios rurales, como es el caso de los asentos mineros, no se recomiendan los equipos electromecánicos por los costos que representan y sus complejidades propias.

Entre los mezcladores hidráulicos, los más utilizados por su simplicidad y su eficiencia son: las canaletas con cambio de pendiente, canaletas “Parshall”, vertederos rectangulares y triangulares, difusores e inyectores.

En el caso de los tres primeros, la turbulencia que provoca la mezcla es generada por un resalto hidráulico. Las unidades que ofrecen más ventajas son la canaleta “Parshall” y los vertederos, por que además pueden medir el caudal de ingreso.

En los difusores e inyectores se obtiene una eficiencia similar a la conseguida en las unidades de resalto hidráulico, pero con menores gradientes de velocidad. Esto se debe a que la homogenización en estas unidades se consigue más como consecuencia de la gran cantidad de puntos de aplicación del coagulante, que de la agitación de la masa de agua.

La canaleta Parshall se adecua para plantas medianas a grandes ($Q=500$ l/s), en plantas de medianas a grandes ($Q= 100-500$ l/s) se recomienda el vertedero rectangular (ver Figura 16) o el canal con cambio de pendiente. Únicamente en las plantas pequeñas ($Q=50$ l/s) es posible utilizar el vertedero triangular como unidad de mezcla, de preferencia para caudales menores a 30 l/s.

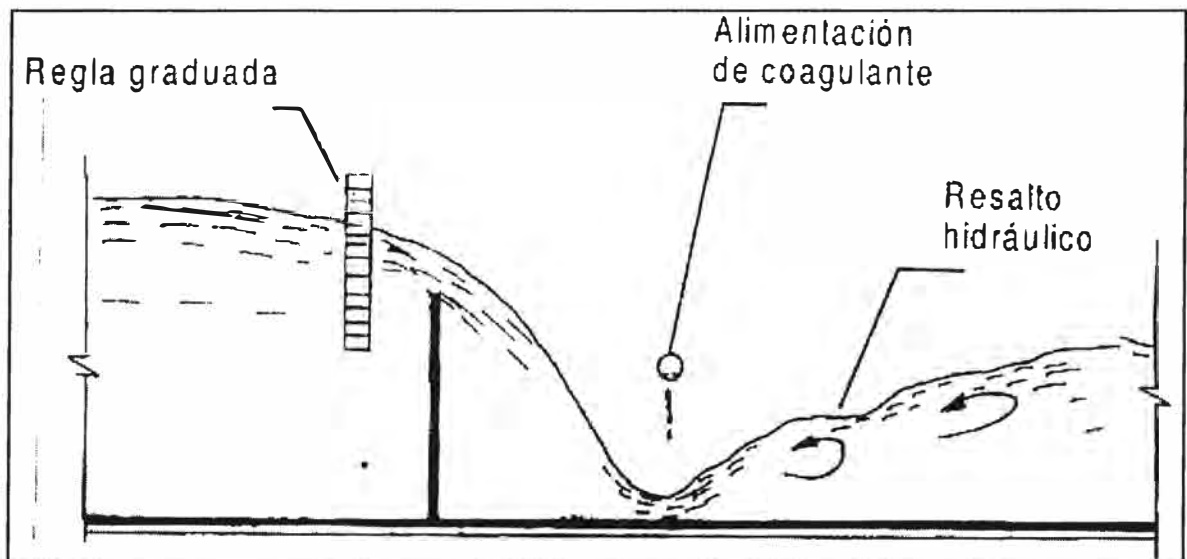


Fig. 16 Vertedero rectangular con mezclador hidráulico

5.1.3. Floculadores

En esta unidad, la masa de agua recibe una agitación lenta que promueve el crecimiento de los flóculos y su conservación hasta que salgan de ella. La

energía necesaria para la agitación del agua puede ser de origen hidráulico o mecánico.

Para zonas rurales se recomienda los floculadores hidráulicos por su bajo costo de construcción, operación y mantenimiento. Estas unidades funcionan indefinidamente, sin riesgos de interrupción, debido a que solo dependen de la energía hidráulica, por lo que su operación es confiable.

Los floculadores hidráulicos derivan su energía para la agitación de la masa líquida de la velocidad que el flujo adquiere al escurrir por un conducto.

Entre las unidades de este tipo se pueden citar las de pantallas de flujo horizontal o vertical (ver figura 17), de medios porosos, de tipo Alabama o Cox y de mallas.

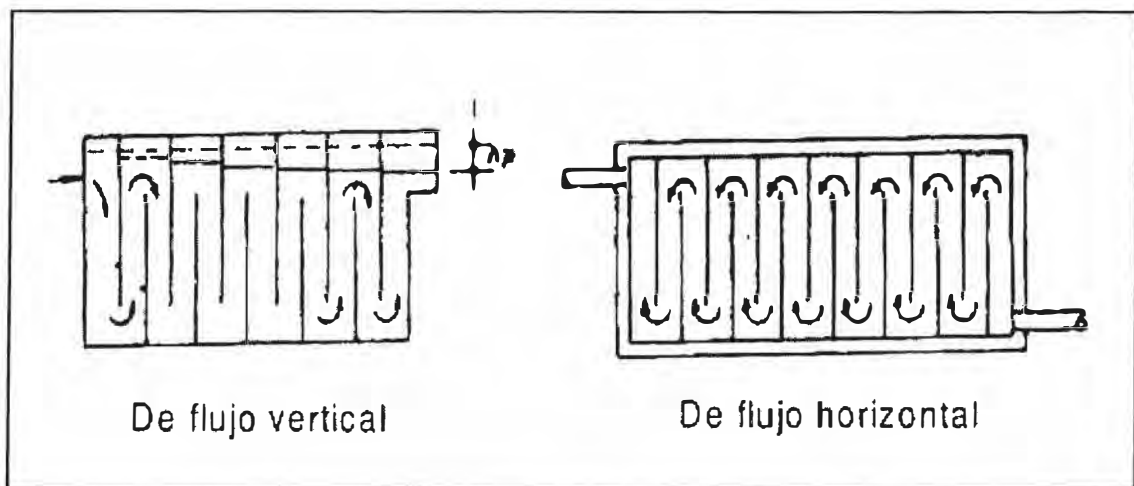


Fig. 17 Floculadores de pantalla

Las unidades de fluido horizontal son recomendables para caudales menores de 100 l/s; pueden proyectarse también para caudales mayores (1000 l/s) siempre y cuando se disponga de un terreno económico y de área suficiente.

Los floculadores de flujo vertical son recomendables para plantas de mas de 100 l/s. se proyectan para profundidades de 3 a 4 m, por lo que ocupan un área menor que las unidades de flujo horizontal. Para evitar la acumulación de lodos en el fondo y facilitar el vaciado del tanque, se recomienda dejar una pequeña abertura en la base de cada tabique que alcance el fondo.

Las principales ventajas de las unidades de pantalla son:

- Reducen los cortacircuitos y espacios muertos al mínimo, de tal modo que el tiempo de retención teórico es similar al tiempo real obtenido en la unidad.
- La operación y el mantenimiento son muy simples, pues carecen de elementos móviles o mecánicos.
- Garantizan un funcionamiento continuo.
- Se economiza energía eléctrica.
- Se autorregulan al producirse variaciones de caudal.

Como principal desventaja se argumenta que la limpieza e estas unidades es difícil; sin embargo, es evitable colocando orificios en las bases de las pantallas (unidades de flujo vertical) y compuertas de válvulas de fondo convenientemente ubicadas para vaciar la unidad.

Otros tipos de floculadores hidráulicos no son adecuados para las plantas de tratamiento de agua de mina, pues las variaciones de caudal anulan el funcionamiento de estas unidades y, por otro lado, sólo pueden emplearse para casos de bajo caudal.

Existen también los floculadores de contacto de sólidos o de manto de lodos que son controlados por la concentración de lodos y como esta varia

continuamente, es necesaria una constante atención del operador. Usualmente este tipo de floculador no es utilizado en proyectos de plantas de tratamiento.

5.1.4. Sedimentadores.

En una planta de filtración, el sedimentador es la unidad que, mediante procesos físicos, reduce la turbidez del agua a un límite aceptable. La sedimentación es el proceso de separación de una o de un conjunto de partículas que se encuentran en suspensión en un líquido. Las características de las partículas no cambian durante el proceso de sedimentación.

El parámetro de diseño mas importante en estas unidades es la velocidad de sedimentación de los flóculos, la cual depende fundamentalmente de las características del agua cruda y de la eficiencia del pretratamiento.

Los sedimentadores o decantadores del tipo convencional son los rectangulares de flujo horizontal. Este tipo de unidad es el más recomendado para medios rurales por su simplicidad en la operación y mantenimiento; sin embargo, se hace necesario analizar su implementación cuando se tiene que trabajar con los altos flujos de agua y no se dispone de mucha área de terreno.

Los decantadores laminares o de alta tasa son empleados en reemplazo de los convencionales, por que su principal ventaja es la de contar con una mayor área de sedimentación por metro cuadrado de superficie, con lo cual se consigue disminuir el tamaño de la unidad. Su mayor complejidad de construcción los hace recomendables para zonas rurales donde se pueda contar con mano de obra calificada.

Mediante la colocación de placas paralelas o módulos de diferentes tipos en la zona de sedimentación se obtiene en estas unidades una gran superficie de deposición para los lodos, lográndose disminuir apreciablemente el área superficial de los tanques. La diferencia de los decantadores convencionales reside en que estos decantadores de alta tasa trabajan con un flujo laminar (Nr 500) y los convencionales con un flujo turbulento (Nr entre 10000 y 250000) (ver Fig. 18 y 19). Los decantadores laminares pueden ser:

De flujo horizontal: El flujo del agua tiende a ser horizontal, empleando láminas ligeramente inclinadas (aproximadamente 5°). Para la limpieza se requiere invertir el flujo. Esta solución es muy empleada en plantas comerciales o plantas de pequeña capacidad (inferior a 50 l/s). se limita su uso por razones económicas únicamente.

De flujo ascendente: son los más usados. Generalmente en la parte inferior del sedimentador se presenta una zona de distribución de agua, existiendo en la parte media, módulos inclinados con un ángulo de 45 a 60° . Lo más importante es conseguir una distribución uniforme del agua floculada en toda el área de placas y una recolección también uniforme del efluente sobre las placas, a fin de obtener que el reparto del flujo sea lo más constante posible en toda la superficie de decantación.

En la actualidad para el tratamiento de aguas ácidas de mina es más usual utilizar los sedimentadores circulares conocidos también clarificadores, estos equipos utilizan un rastrillo del tamaño de la mitad del diámetro del clarificador que realiza un barrido circular para homogenizar el floculante en todo el contenido del equipo.

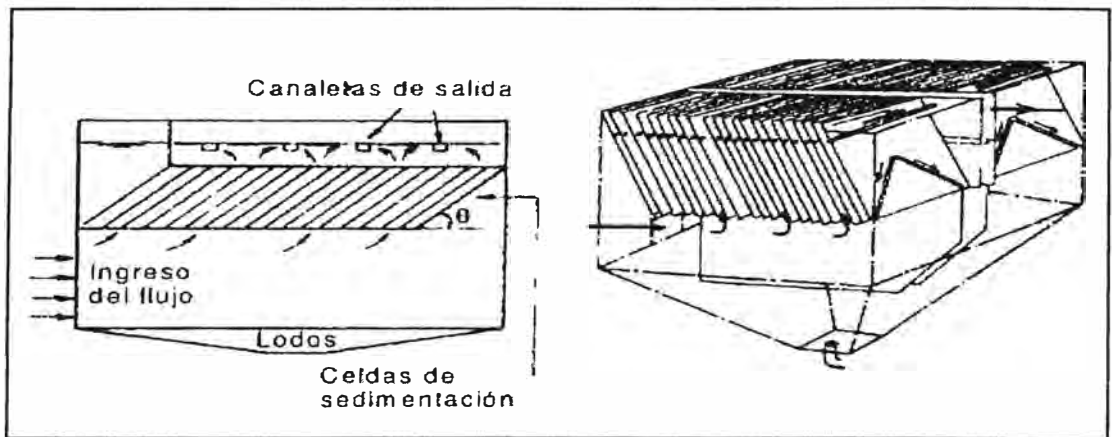


Fig. 18 Sedimentador laminar de Flujo Ascendente

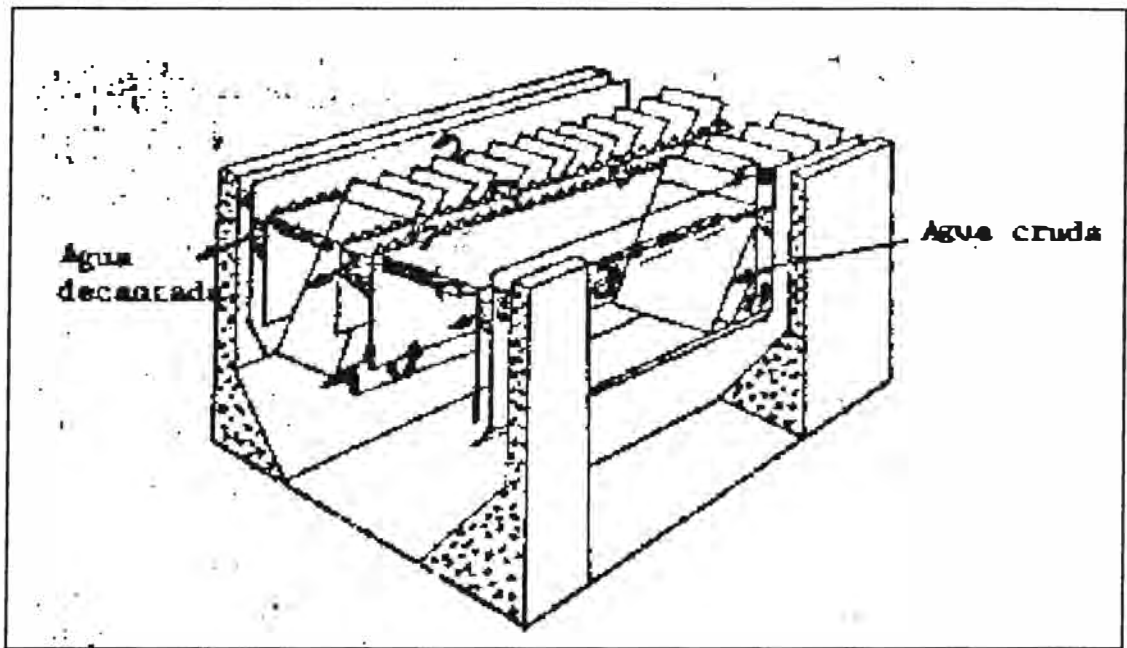


Fig. 19 Sedimentador laminar de Flujo Ascendente

5.2. Métodos de tratamiento de agua ácida de mina en el Perú y el mundo.

En la tabla N° 2 se presentan los tipos de tratamiento realizadas al agua ácida de mina por algunas entidades mineras:

Tabla N°2 Tipos de tratamiento utilizados

Razón/Fuente	País	Ubicación	Tipo de Tratamiento	Metodo/Tecnología
Volcan-UM Cerro de Pasco	Perú	Paragsha-Cerro de Pasco	Activo	HDS
Volcan-UM Yauli	Perú	Yauli-Junín	Activo	NCD
Pan American Silver-UM Quiruvilca	Perú	Quiruvilca-La Libertad	Activo	HDS
Yanacocha	Perú	Yanacocha-Cajamarca	Activo	HDS
Cia de Minas Buenaventura-UM Orcopampa	Perú	Castilla-Arequipa	Pasivo	Humedales
Chinalco-UM Toromocho	Perú	Toromocho-Junín	Activo	HDS
Tesis Doctoral de Alonzo Almudena (esta en la Bibliografía)	España	Oviedo	Pasivo	Humedales
	Gales	-	Pasivo	Humedales
	Galicia	-	Pasivo	Humedales
Whell Jane	Reino Unido	Cornuales	Pasivo	Humedales
Venn Quarry	Inglaterra	Devon	Pasivo	Humedales

Fuente: Elaboración propia

En Europa se están inclinando por utilizar el tratamiento pasivo para las aguas ácidas y es donde mas se ha realizado este tipo de estudios y avances, esto se debería a la tendencia de no utilizar insumos químicos para la conservación del medio ambiente.

VI. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.

6.1. Conclusiones.

1. Las operaciones mineras y metalúrgicas producen efluentes ácidos, en sus diferentes etapas: exploración, operación y abandono, entre otros, los cuales deben ser detectados para su adecuado control y evitar que impacten negativamente con el medio ambiente.
2. La formación del DAM es el resultado de la reacción de los minerales sulfurados (es como se encuentran en la naturaleza) con el agua. Lo mas prudente para controlar la contaminación que ocasionan el DAM seria la prevención de estos efluentes; por lo que las entidades mineras tienen que invertir en estudios de prevención de DAM y llevarlos a ejecutar.
3. La utilización de los métodos activos como las tecnologías NCD o HDS que utilizan energía para el bombeo, mezcla, molienda, oxidación y el consumo de reactivos químicos para la neutralización de aguas ácidas de mina, es para un control a corto plazo en comparación de los métodos pasivos que no requieren de energía ni de reactivos químicos
4. La tecnología NCD de la empresa Smallvill es un mejora tangible del proceso HDS, que al utilizar relave de los procesos de flotación con alta alcalinidad (PH requerido al rededor de 12) y que a su vez tienen cantidades remanentes considerables de coagulante, disminuye el consumo de energía, reactivos alcalinos y coagulante.
5. Los métodos pasivos están siendo más utilizados en Europa y países del primer mundo debido a sus problemas ambientales, por lo tanto se han concientizado de que este efluente acido minero debe ser controlado en sus diferentes etapas dándole prioridad a la identificación para la prevención de estos, por otro lado

está el ahorro de energía que estos involucran; es por ello que realizan estudios de optimizar estos métodos.

6.2. Recomendaciones.

- 1.** En las últimas décadas en el Perú se han planteado y dado leyes que controlen los efluentes ácidos mineros, las autoridades competentes de esta supervisión no tiene el control total de las compañías mineras identificadas por ellos y mucho menos de la minería informal, caso ejemplo: la minería informal de los departamentos de Madre de Dios y Piura, por lo que se requiere que las autoridades tomen un control total de estas actividades informales y las formalicen.
- 2.** La clave para el manejo de los efluentes ácidos mineros es entender el ciclo de los elementos entre sulfuros y óxidos para interferir en la movilidad de los elementos, en el momento adecuado, para controlar el sistema en la medida necesaria. Cada efluente minero es paciente único debido a la gran variabilidad de los parámetros que controlan el sistema (tipo de yacimiento, granulometría, clima, proceso metalúrgico, entre otros). En estas circunstancias, la aplicación de recetas estándar tiene poca posibilidad de éxito. Esto requiere que las autoridades con criterio técnico en la aplicación de la ley y, de parte de la minería, la aceptación de que hay que preocuparse no solamente para cumplir con las leyes ambientales y no obtener una sanción; sino en comprometerse en no impactar negativamente el medio ambiente.

VII. BIBLIOGRAFIA.

1. Revista ECOAMERICA, “Drenaje Ácido de Mina”, edición impresa N°67, sección Minería y Medio Ambiente, Mayo 1997, pag. 18. Edición en internet http://www.ecoamerica.cl/pdf_notas/67/eco67_18-21.pdf , consultada el 12 de Julio del 2010.
2. Ministerio de Energía y Minas, “Reglamento de Protección Ambiental para las Actividades Mineras, aprobado a través del D.S. 016-93-EM modificado por D.S. 059-93-EM”, edición en internet http://intranet2.minem.gob.pe/web/archivos/dgaam/publicaciones/compendio99/016-93_059-93.pdf , consultada el 13 de Julio del 2010.
3. Ministerio de Energía y Minas, “Ley General de Aguas (Ley N° 17752)”, edición en internet <http://intranet2.minem.gob.pe/web/archivos/dgaam/publicaciones/compendio99/17752.pdf> , consultada el 13 de Julio del 2010.
4. Ministerio de Energía y Minas, “Resolución Ministerial N° 011-96-EM/VMM, aprueba los Niveles Máximos Permisibles de Emisión de efluentes líquidos para las actividades minero metalúrgicas”, edición en internet <http://intranet2.minem.gob.pe/web/archivos/dgaam/legislacion/guias/rm011-96.pdf> , consultada el 13 de Julio del 2010.
5. JULIO EDUARDO LEDESMA ESPINOZA, Tesis de la Facultad de Ingeniería Metalúrgica de la Universidad Nacional de Daniel Alcides Carrión, “Diseño de la Planta de Neutralización de Aguas Ácidas en VOLCAN Cia. Minera U.E.A. Cerro de Pasco”, Año 2005, pag. 7, edición impresa, consultada el 27 de Febrero del 2010.
6. ALMUDENA ORDOÑEZ ALONZO, Tesis Doctoral de la Facultad de la Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Minas de Oviedo de la Universidad de

Oviedo-España, “Sistemas de Tratamiento Pasivos para Aguas Ácidas de Mina. Experiencias de Laboratorio, diseño y ejecución”, Año 1999, pag. 28, 37, edición en internet

http://www.tesisenred.net/TDR-0803107-095332/index_cs.html, consultada el 11 de Mayo del 2010.

7. PAUL L. YOUNGER, Artículo de la University of Newcastle upon Tyne, UK. “Corrección de Aguas Ácidas de Mina: Aplicación de Métodos Activos y Pasivos en Europa”, Año 2002, pag. 1, edición en internet, <http://www.ncl.ac.uk/environment/documents/Spanish3.pdf>, consultada el 11 de Mayo del 2010.
8. CONSULTCONT SAC, Informe de Factibilidad de la Planta NCD Transitoria de Tratamiento del T. Kingsmill, Año 2008, pag. 22, edición en internet, <http://www.regionjunin.gob.pe/gma/INFORME%20FINAL.pdf>, consultada el 12 de Mayo del 2010.
9. CONCYTEC, Transferencias de Tecnologías Limpias para el Sector de la Minería de Pequeña Escala, Año 2004, pag. 33, edición en Internet, <http://www.concytec.gob.pe/red-andina/nodoperu/inforsecprioza/lsectormineria.pdf>, consultada el 12 de Mayo del 2010.
10. VIVIANA RATO VERGARAY, Informe de Suficiencia de la Facultad de Ingeniería Química textil de la Universidad Nacional de Ingeniería, “Procedimiento para la selección de tecnologías de tratamiento de aguas residuales ácidas de minería”, Año 2006, pag. 40, edición impresa. Consultada el 24 de Junio del 2010.
11. DISEÑO, EJECUCIÓN Y PUESTA EN MARCHA DE LAS PLANTAS DE TRATAMIENTO DE AGUA DE MINA DE ANDAYCHAGUA Y

YAURICOCHA, Convención Minera de Ingenieros de Minas del Perú, Arequipa-Trabajos Técnicos, Instituto de Ingenieros de Minas del Perú, Año 1997, pag. 22, edición impresa. Consultada el 18 de Mayo del 2010.

VIII. ANEXOS

1. Resolución Ministerial N° 011-96-EM/VMM.

NIVELES MAXIMOS PERMISIBLES DE EMISION PARA LAS UNIDADES MINERO-METALURGICAS		
PARAMETRO	VALOR EN CUALQUIER MOMENTO	VALOR PROMEDIO ANUAL
ph	Mayor que 6 y Menor que 9	Mayor que 6 y Menor que 9
Sólidos suspendidos (mg/l)	50	25
Plomo (mg/l)	0.4	0.2
Cobre (mg/l)	1.0	0.3
Zinc (mg/l)	3.0	1.0
Fierro (mg/l)	2.0	1.0
Arsénico (mg/l)	1.0	0.5
Cianuro total (mg/l) *	1.0	1.0

* CIANURO TOTAL, equivalente a 0.1 mg/l de Cianuro Libre y 0.2 mg/l de Cianuro fácilmente disociable en ácido.

Tabla N°3. Niveles Máximos Permisibles de Emisión para las Unidades Minero Metalúrgicas.

Fuente: Resolución Ministerial N° 011-96-EM/VMM.

VALORES MAXIMOS DE EMISION PARA LAS UNIDADES MINERAS EN OPERACION O QUE REINICIAN OPERACIONES		
PARAMETRO	VALOR EN CUALQUIER MOMENTO	VALOR PROMEDIO ANUAL
ph	Mayor que 5.5 y Menor que 10.5	Mayor que 5.5 y Menor que 10.5
Sólidos suspendidos (mg/l)	100	50
Plomo (mg/l)	1	0.5
Cobre (mg/l)	2	1
Zinc (mg/l)	6	3
Fierro (mg/l)	5	2
Arsénico (mg/l)	1	0.5
Cianuro total (mg/l)	2	1

Tabla N°4. Valores Máximos de Emisión para las Unidades Mineras en Operación o que reinician operaciones.

Fuente: Resolución Ministerial N° 011-96-EM/VMM

FRECUENCIA DE MUESTREO Y PRESENTACION DE REPORTE		
VOLUMEN TOTAL DE EFLUENTE	FRECUENCIA DE MUESTREO	FRECUENCIA DE PRESENTACIÓN DE REPORTE
Mayor que 300 m ³ /día	Semanal	Trimestral (1) y
50 a 300 m ³ /día	Trimestral	Semestral (2)
Menor que 50 m ³ /día	Semestral	Anual (3)

Nota : (1) Ultimo día hábil de los meses de marzo, junio, setiembre y diciembre
 (2) Ultimo día hábil de los meses de junio y diciembre
 (3) Ultimo día hábil del mes de junio
 Los reportes del mes de junio estarán contenidos en el Anexo 1 del Decreto Supremo N° 016-93-EM.

Tabla N°5. Frecuencia de Muestreo y Presentación de Reporte.

Fuente: Resolución Ministerial N° 011-96-EM/VMM

FRECUENCIA DE ANALISIS QUIMICO			
PARAMETRO	EFLUENTE MAYOR QUE 300 m ³ /día	EFLUENTE DE 50 A 300 m ³ /día	EFLUENTE MENOR QUE 50 m ³ /día
PH	Semanal	Trimestral	Semestral
Sólidos suspendidos	Semanal	Trimestral	Semestral
Pb, Cu, Zn, Fe, As	Mensual	Trimestral	Semestral
CN total	Semestral	Quincenal	Trimestral

Tabla N°6. Frecuencia de Análisis Químico

Fuente: Resolución Ministerial N° 011-96-EM/VMM