

Aguas Ácidas: formación, predicción, control y prevención

Dr. Bernhard Dold

Ciencias de la Tierra, University of Lausanne, Suiza
e-mail: Bernhard.Dold@cam.unil.ch

Las aguas ácidas generadas 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 este artículo se trata de dar una visión integral del problema de las aguas ácidas (o mejor dicho, aguas de mina en general), sin pretender entrar en detalles.

Se puede destacar cuatros principales fuentes de la contaminación en la actividad minera: 1. Botaderos de desmonte, 2. Depósitos de relaves, 3. Lagunas en los tajos abiertos (pit lakes) y 4. Minas subterráneas. Cada una de estas fuentes de contaminación tiene diferentes características tanto físicas, como geoquímicas, resultando en diferentes cinéticas y magnitud del problema. En muchos casos las diferentes fuentes están conectadas.

El *proceso de tratamiento* para recuperar los metales con valor económico comprende una secuencia de etapas de chancado y molienda para reducir el tamaño de partícula. Después se separa el mineral específico de interés económico vía procesos metalúrgicos, por ejemplo la flotación en la cual se añade ciertos tipos de reactivos. El material que no flota es clasificado como relave y considerado como residuo que puede contener cierto porcentaje de minerales sulfurados no económicos (pirita, enargita, etc.), dependiendo del tipo de yacimiento. El volumen de los relaves en relación con todo el mineral procesado puede variar entre 60 y 80 % en el caso de yacimientos del tipo de sulfuros masivos de Pb-Zn; entre 97 y 99.5 % en el caso de pórfidos cupríferos, y 99.9% en el caso de yacimientos de oro. En esta actividad minera, minerales sulfurados que se formaron en un ambiente reductor, al ser extraídos, quedan expuestos a un ambiente oxidante, resultando en su desestabilización (oxidación).

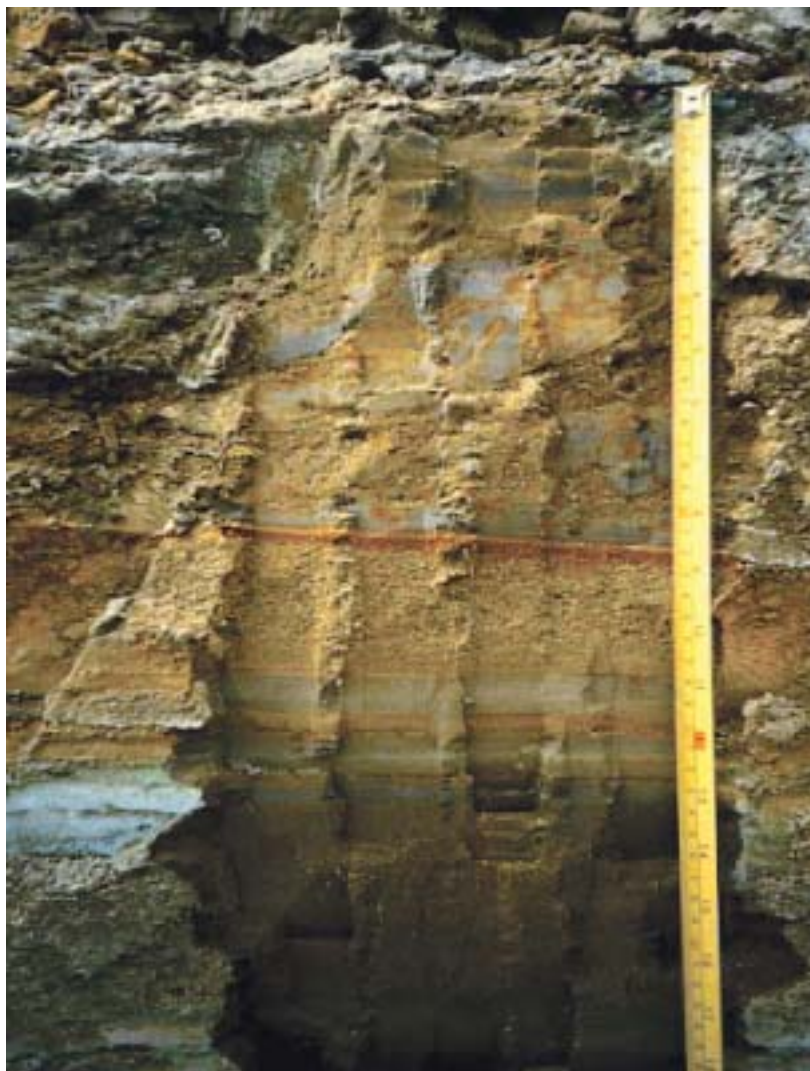


Fig. 1: Zona de oxidación de 50 cm de espesor de un depósito de relaves que proviene de un yacimiento de pórfido cuprífero (~ 2% de pirita) después de 16 años de oxidación. La mineralogía secundaria es dominada por jarosita y schwertmannita y una arcilla intercalada del tipo vermiculita.

1. Generación de aguas ácidas

Se analizará el proceso de la generación de DAM en el sistema de depósitos de relaves, como este sistema es más homogéneo que un botadero, que puede mostrar una gran heterogeneidad en su composición mineralógica. Los relaves son transportados y depositados en suspensión hacia un depósito de relaves. Un depósito de relaves «ideal» debería estar completamente

saturado durante su operación, es decir no se debería formar una playa, en la cual el oxígeno atmosférico puede iniciar la oxidación.

Cuando se acaba la vida útil de un depósito de relaves, baja el nivel freático y se forma una zona no saturada, donde el 21% de oxígeno del aire en combinación con la presencia de agua puede iniciar la oxidación de los sulfuros.

Para prevenir y controlar este fenómeno, es importante entender los parámetros controladores en la generación del DAM. El parámetro principal es la composición mineralógica del material. Se divide en el potencial para producir acidez («potencial ácido, PA») y el potencial para neutralizar la acidez («potencial de neutralización, PN»). El PA es principalmente controlado por el tipo y contenido de sulfuros, sulfatos, y metales que pueden hidrolizarse (Ejem. Fe, Al, Mn). El PN está compuesto por los carbonatos y silicatos.

La relación de PA y PN y la accesibilidad de los sulfuros a la oxidación decide si se va a desarrollar un ambiente geoquímico ácido o neutro, lo cual decide la movilidad de los elementos liberados. Subsecuentemente, el clima decide en qué dirección va a movilizar los elementos. En un clima húmedo se moviliza hacia abajo, a un ambiente reductor o, en un clima árido, hacia la superficie (vía transporte capilar) a un ambiente más oxidante (Dold y Fontboté, 2001).

La deposición de los relaves es controlada por procesos sedimentológicos que resultan en una granulometría gruesa cerca del punto de la deposición y más fino alejándose de este punto, por ejemplo, hacia la laguna. Con el material más grueso también se depositan la mayoría de los sulfuros debido a su peso mayor que los silicatos. Esto resulta en un conjunto de una buena permeabilidad para el flujo acuático con la posibilidad del fácil acceso de oxígeno atmosférico en la zona no saturada y el mayor contenido de los sulfuros, asegurando una efectiva oxidación de todos los sulfuros en los relaves. Se observa típicamente una estratigrafía intercalada de horizontes arenosos con horizontes arcillosos en los relaves, debido al cambio del punto de la deposición. Hay que tener en cuenta que los horizontes de granulometría gruesa tienen la función de acuíferos conectados en el sistema. En consecuencia, para estimar la permeabilidad del sistema, solamente los horizontes gruesos son importantes.



Fig 2a: Aguas ácidas en el pie de un depósito de relaves con pH 3 con la precipitación de schwertmannita y goethita. Los precipitados blancos son de yeso.

La diferencia entre los depósitos de relaves y los botaderos de desmonte es principalmente la cinética de formación de DAM. En general, los botaderos producen más rápido DAM que los depósitos de relaves. Además, los botaderos tienen muchas veces una composición mineralógica muy heterogénea, mientras los relaves son homogenizados en el proceso de chancado, molienda y flotación. La deposición de los relaves resulta una separación gravimétrica pero, en comparación con los botaderos, los relaves pueden considerarse como sistemas bastante homogéneos.

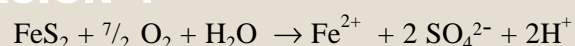
En los botaderos el oxígeno atmosférico tiene más fácil acceso a los sulfuros expuestos, debido a su granulometría gruesa, y pueden oxidarse rápidamente los sulfuros. Sin embargo, una buena parte de los sulfuros puede estar protegido en los bloques y no estar accesible a largo plazo a la oxidación. Por el contrario, en depósitos de relaves el oxígeno puede recién atacar cuando se formó una zona no saturada y, debido a la fina granulometría, la mayor parte de los sulfuros es accesible

ble a la oxidación, pero también es accesible la mayor parte del potencial de neutralización. Así, estos procesos son mucho más lentos en depósitos de relaves que en botaderos, pero una vez desarrollada, puede persistir la producción de DAM por décadas o siglos.

El proceso de la formación de DAM es una interacción entre mineralogía, geoquímica y microbiología. Los procesos de producción de acidez van a ser explicados mediante el ejemplo de la oxidación de pirita que es el sulfuro más abundante y el que produce la mayor cantidad de acidez. Sin embargo, la oxidación de otros sulfuros también produce acidez. (Ejem. chalcopirita, arsenopirita, entre otros).

Para entender mejor la secuencia de la generación de acidez se asume que el material de la planta de flotación contiene solamente sulfuros no oxidados y se aplica un circuito alcalino (pH 10-11 para suprimir la flotación de la pirita en el concentrado). Cuando ahora se forma la zona no saturada, el oxígeno atmosférico puede oxidar la pirita según la ecuación 1, libe-

ECUACION 1



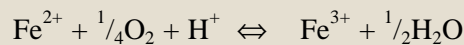
rando Fe^{2+} , 2SO_4 , y dos moles de protones. El Fe^{2+} va a oxidar rápidamente a Fe^{3+} debido al alto pH. La oxidación del ferroso al férrico es un proceso que consume (neutraliza) una mol de protones (ecuación 2).

Hasta este momento se produjo una mol neta de protones (2 moles vía la oxidación de piritita menos una mol neutralizada vía la oxidación del ferroso al férrico). El férrico así producido va a hidrolizarse como hidróxido férrico liberando 3 moles de protones (ecuación No. 3).

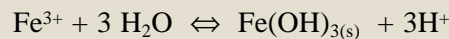
Así, la hidrólisis es el principal productor de la acidez, aportando tres de las cuatro moles producidas en la oxidación de piritita con hidrólisis del ion férrico (2 moles en la oxidación de piritita menos una mol en la oxidación del ferroso al férrico más 3 moles en la hidrólisis de férrico = 4 moles H^+ por mol de piritita oxidada).

La acidez producida en estos procesos puede resultar en una baja del pH cuando no hay suficiente potencial para neutralizarla. Cuando el pH baja a menos de 5, el proceso de la oxidación del ferroso al férrico es muy lento. Es aquí donde entran las bacterias quimiolitótrofas (Ejem. *Acidithiobacillus ferrooxidans* - antes *Thiobacillus ferrooxidans*) que catalizan la oxidación al férrico. Esta producción del férrico vía las bacterias baja más el pH resultando en el aumento de la movilidad del catión férrico (dependiendo de la concentración del férrico). Es aquí que el férrico toma el rol del principal oxidante en el sistema, que es capaz de oxidar los sulfuros muy efectivamente en ausencia de oxígeno atmosférico y con la producción de 16 moles de protones (ecuación 4). Hay que tener en cuenta que hay que producir los 14 moles de férrico en la ecuación 4, neutralizando 14 moles de protones. Esto significa que efectivamente se produjeron 2 moles en la oxidación vía férrico, la misma cantidad que la oxidación mediante oxígeno.

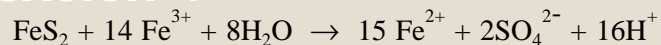
ECUACION 2



ECUACION 3



ECUACION 4



Sin embargo, es importante entender que, cuando se traslada el férrico de un sistema a otro sistema (Ejem. de un botadero aguas arriba hacia un depósito de relaves aguas abajo) o se añade el férrico a un sistema, se van a producir 8 veces más protones, resultando en una fuerte transferencia de acidez.

Es esta la razón por la que en todo manejo de residuos mineros es crucial prevenir la producción del férrico. Cuando el férrico no está involucrado en la oxidación de los sulfuros (ecuación 4), puede precipitar en forma de minerales secundarios como jarosita, schwertmannita, ferrihidrita, goethita, según las condiciones geoquímicas y presencia de elementos necesarios para su formación.

En esta precipitación los minerales secundarios liberan diferentes cantidades de protones (Ejem. jarosita 2 y goethita 3 moles H^+). Algunos de estos minerales secundarios son metaestables y se van a transformar en fases más estables como la goethita con la liberación de protones (ecuaciones 5 y 6).

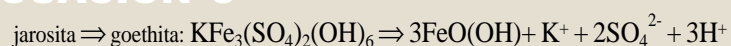
Esto significa que, por ejemplo, botaderos que están compuestos de material de la zona lixiviada de un sistema

enriquecido supergénicamente de un pórfido de cobre va a producir muy probablemente DAM, debido a su contenido de jarosita y la ausencia de carbonatos que podrían neutralizar esta acidez.

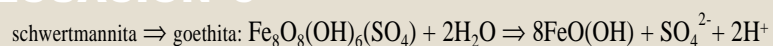
Los protones producidos en los procesos mencionados anteriormente van a reaccionar con el resto de los minerales como carbonatos y silicatos. Una mol de calcita puede neutralizar una mol de protones (ecuación 7). Esta reacción controla el pH a 7.

Así, se necesita 4 veces más calcita que piritita para poder neutralizar las 4 moles de protones producidos en la oxidación de la piritita. Por ejemplo, cuando el relave contiene 20 % de piritita, el resto del material (80%) debería ser todo pura calcita para poder neutralizar toda la acidez potencialmente producida. En consecuencia, se llega a un límite en el cual ya no se puede controlar el sistema vía neutralización sino, hay que evitar la oxidación. Tampoco todos los carbonatos ayudan efectivamente en la neutralización. Así, la cinética de la neutralización de dolomita es relativamente lenta. La siderita puede neutralizar una mol de protones pero li-

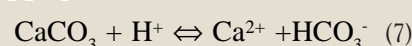
ECUACION 5



ECUACION 6



ECUACION 7



bera ferroso en esta reacción (ecuación 8).

El ferroso liberado puede ser oxidado con el consumo de otra mol de protones (ecuación 2). El férrico producido puede hidrolizarse y producir 3 moles de protones, resultando en una mol neta de protones producida (ecuación 9).

Otros minerales secundarios controlan, vía su equilibrio, el pH a cierto valor; así por ejemplo, a pH 4.5 la gibbsita ($\text{Al}(\text{OH})_3$) y a pH 3 la ferrihidrita ($\text{Fe}_2\text{O}_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$). Los silicatos pueden también actuar en la neutralización, pero en general la cinética de reacción es demasiado lenta para jugar un papel importante en la neutralización. Especialmente la mineralogía de alteración hidrotermal, fuertemente asociada con los yacimientos sulfurados, muestran una baja reactividad.

Otro efecto importante que controla la movilidad de los elementos liberados en los procesos de oxidación y neutralización es la solubilidad de cada elemento. La solubilidad decide cuándo un elemento es móvil como catión, anión o complejo disuelto o cuándo precipita como mineral secundario, es decir cuándo se inmoviliza.

La solubilidad es una función de la concentración. En sistemas con concentraciones más bajas, los elementos son más móviles que en sistemas con mayor concentración. Aplicando este principio al sistema de los depósitos de relaves (Fig. 1) significa que en un depósito de relaves con pocos sulfuros como pirita (Ejem. pórfido cuprífero con 1-3 % pirita), el férrico producido es más móvil hasta pH más altos y como consecuencia, la zona de oxidación avanza más rápido (recuerde que el férrico es el oxidante más potente en el sistema).

Por el contrario, en un sistema con alta concentración de férrico (Ejem. sul-



Fig 2b: Aguas ácidas de un botadero de pirita con pH 1.5. El pH es demasiado bajo para que las bacterias puedan oxidar efectivamente el ferroso al férrico. Es la razón que no se observa la precipitación de los hidróxidos férricos. Los precipitados azules/celestes son sulfatos de cobre.

furo masivo con ~ 20-80 % pirita) el mineral secundario puede llegar a la sobresaturación a pH más bajos y así es menos móvil. El efecto es que en este tipo de depósitos de relaves se precipitan los hidróxidos férricos más rápido a pH bajos, cerrando el espacio de los poros en los relaves, formando así una zona cementada («hardpan»).

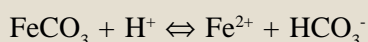
Estas zonas cementadas a veces pueden ser muy impermeables limitando en forma natural la infiltración de agua y oxígeno, limitando o deteniendo el proceso de oxidación. El pH que se forma en la zona de oxidación, debido a la mineralogía primaria, finalmente decide cuáles elementos son móviles y pueden contaminar el agua y cuáles serán adsorbidos en estas condiciones (es decir inmovilizados).

Se distingue entre cationes y oxianiones que demuestran un comportamiento de sorción totalmente contrario. Metales que son estables como cationes bivalentes o trivalentes en ambientes oxidantes y pH bajo a neutro (Ejem. Cu^{2+} , Zn^{2+} , Pb^{2+} , Cd^{2+} , Ni^{2+} ,

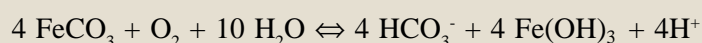
Ca^{2+} , Fe^{2+} , Al^{3+}) son muy móviles a pH bajos. Pueden ser adsorbidos cuando el pH aumenta (atracción electrostática entre el catión positivo y la superficie con carga negativa del sorbente a pH altos (Ejem. hidróxido férrico, arcillas). Oxianiones (Ejem. HM_0O_4^- ; $\text{H}_2\text{A}_s\text{O}_4^{2-}$; SO_4^{2-}) son preferentemente adsorbidos a pH bajos (Los protones se acoplan a pH bajos a las superficies negativas de los minerales sorbentes, resultando en una carga positiva de la superficie mineralógica. Esta superficie positiva atrae los oxianiones negativos en pH bajo). Para limitar la movilidad de cationes basta mantener el pH neutro (Ejem. La calca controla el sistema). Cuando existe adicionalmente el problema con oxianiones, como por ejemplo As, esta medida no es suficiente para solucionar el problema.

Como se mencionó anteriormente, la composición mineralógica de los residuos decide qué ambiente geoquímico se va instalar y qué elementos se liberan y se pueden movilizar. El clima controla la dirección en la cual se movilizan estos elementos liberados (Dold y Fontboté, 2001). Por ejemplo, en un clima húmedo la dirección principal de movilización va ser hacia abajo de un ambiente oxidante en la superficie hacia un ambiente más reductor, hacia el nivel freático.

ECUACION 8



ECUACION 9



Este cambio geoquímico, puede retener algunos elementos en forma reducida (sulfuros) o vía adsorción debido al aumento del pH, limitando su movilidad (Ejem. Cu se enriquece en forma de remplazamiento de chalcopirita vía la covelita).

En climas áridos el transporte puede cambiar hacia la superficie de los relaves vía capilaridad hacia un ambiente más oxidante. Esto resulta en la formación de sulfatos secundarios en la superficie, la mayoría de ellos son solubles en agua (Dold y Fontboté, 2001). Es decir, con la próxima lluvia se van a disolver y los elementos se movilizan hacia abajo.

La construcción geotécnica de los depósitos de relaves puede tener también un efecto en estos procesos de movilización y retención. Cuando

por ejemplo se movilizan los elementos de un depósito de relaves o botadero aguas arriba, hacia un depósito más antiguo aguas abajo, puede resultar en un enriquecimiento económico de algunos metales y también puede resultar un traslado de acidez muy efectivo (Dold y Fontbote, 2002).

Algunos de estos ácidos orgánicos (Ejem. acetato, formato) son utilizados por las bacterias reductoras del férrico como donadores de electrones y utilizan el férrico como aceptador de electrones. Como resultado se reduce el férrico a ferroso con un fuerte aumento de su movilidad. Este ferroso migra como pluma hacia aguas abajo donde se puede encontrar con un ambiente oxidante y puede autooxidar con la producción de protones vía hidrólisis, resultando en una transfe-

rencia del potencial para producir acidez (Dold y Blowes, 2002).

Estos procesos demuestran algunas interacciones directas e indirectas entre la actividad microbacteriana y la mineralogía que afecta la movilidad de ciertos elementos ayudando a entender la formación de los diferentes tipos de DAM (Fig. 2).

Resumiendo estos procesos, se puede destacar tres fases principales en el desarrollo de DAM en depósitos de relaves:

1. Depósitos de relaves activos: Los depósitos de relaves activos se componen principalmente de material primario sulfurado y por esta razón deben estar totalmente cubiertos de agua durante la operación para evitar la oxidación de los sulfuros. En la mayoría de los ca-

AVISO
ARPL

AVISO
THIESSEN

Los pH es neutro a alcalino, debido al proceso de flotación aplicado.

El problema principal en esta fase es el aumento de sulfato debido a la disolución de sulfatos primarios como anhidrita y yeso. Se observa también el aumento de Mo en sistemas de pórfidos cupríferos debido a la liberación en el proceso alcalino.

En esta fase principalmente los elementos que son estables como oxianiones pueden causar problemas, como ellos son móviles a pH neutros a alcalinos en un ambiente oxidante. Este tipo de agua de mina neutra a alcalina es clara y normalmente no muestra la precipitación visible de minerales secundarios.

2. Depósitos de relaves fuera de operación que comienzan la oxidación:

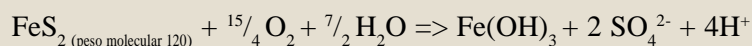
Se forma una zona de oxidación en cual se liberan los metales y se produce la acidez. El material subyacente todavía es capaz de neutralizar la acidez producida y limita la movilidad de metales pesados. El ferroso liberado en la oxidación se oxida al férrico y la hidrólisis produce la acidez. El férrico móvil puede llegar a ambientes más reductores donde sea reducido al ferroso vía la actividad microbacteriana, formando una pluma de ferroso. Esta pluma es móvil a pH neutros.

Cuando aflore esta solución neutra y rica en ferroso en un ambiente oxidante, por ejemplo al pie del dique, el ferroso va a autooxidarse a férrico, y la hidrólisis libera acidez formando in-situ aguas ácidas. Este tipo de aguas ácidas tiene pH normalmente entre 2 y 4 y se caracteriza por el alto contenido de hierro, sulfato, y puede contener otros oxianiones como As o Mo liberados anteriormente en la zona de oxidación.

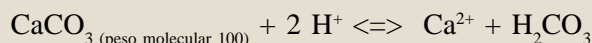
El color de los precipitados provenientes de estas soluciones es controlado por la mineralogía férrica, por ejemplo amarillo: jarosita, ocre: goethita, naranja: schwertmannita, rojo oscuro-bordeaux: ferrihidrita-lepidocrocita.

3. Oxidación avanzada: El sistema consumió todo el potencial de neutralización y el flujo en todo el sistema es ácido (los pH pueden ser más bajos que 2). Estos afluentes se caracteri-

ECUACION 11



ECUACION 12



zan por altos contenidos de sulfato y otros oxianiones, metales pesados bivalentes y trivalentes.

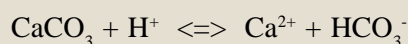
Los colores de sus precipitados pueden variar ampliamente entre blanco, amarillo, azul, verde, rojo y otros colores, debido a la composición de la solución. Los precipitados son sulfatos e hidróxidos de metales, y muchos de ellos solubles en agua.

Se puede estimar en el terreno en qué etapa se encuentra un sistema. Basta darse una vuelta por los residuos observando los colores en los afluentes. Cuanto más colorados los afluentes, más avanzado el sistema.

2. Predicción de la formación de aguas ácidas

La predicción de la formación de DAM es una tarea muy compleja. La técnica más aplicada para la predicción si un material va a producir un exceso de acidez se llama «balance ácido base - BAB» («acid - base accounting»), más conocida como

ECUACION 13



«prueba BAB». Hay que tener en cuenta que se trata de una fuerte simplificación del sistema en discusión.

La prueba BAB trata de cuantificar el potencial de producir protones («potencial ácido - PA») de un cierto material basado en la cantidad de sulfuros y su capacidad de neutralizar estos protones con el contenido de carbonatos («potencial de neutralización - PN»), utilizando las formulas anteriormente mencionadas.

El método de Sobek et al. (1978) calcula el PA con el contenido total de azufre como equivalente en pirita, lo cual puede llevar a una fuerte sobreestimación del PA cuando la muestra contiene por ejemplo un sulfato como yeso que no produce acidez. El

PN se obtiene haciendo hervir la muestra en HCl y una subsecuente titulación, lo que no es un método con condiciones muy reales a condiciones ambientales de los residuos mineros.

Laurence (Lawrence et al., 1989) modificó el método, utilizando HCl para disolver los sulfatos y obtener vía la diferencia entre la concentración total de azufre y la concentración de azufre asociado a los sulfatos el contenido de azufre asociado a los sulfuros. Este valor se calcula como equivalente en pirita. El PN se obtiene vía disolución durante 24 horas en HCl a temperatura ambiental, acercándose a condiciones más reales. Sin embargo, La disolución de los sulfatos vía HCl también puede atacar una parte de los sulfuros, subestimando el PA.

Bernhard Dold (Dold, 1999; Dold, 2003) utiliza 0.2 M NH_4 oxalato a pH 3 y 80°C por 2 horas para disolver los sulfatos. Este ataque no disuelve sulfuros y por esta razón es una técnica más refinada para la determinación del PA. Para calcular el contenido de

pirita se utiliza la concentración de azufre de la muestra asociado a los sulfuros multiplicando con un factor 31.25. Este factor se basa en el supuesto que la cantidad de protones producidos en la oxidación de pirita vía una mol de azufre (ec. 11) es neutralizada vía una mol de calcita (ecuación 12) y está calculado como equivalente en $\text{tCaCO}_3/1000\text{t}$: $100(\text{peso molecular de calcita})/32(\text{peso molecular de azufre}) \times 10 (\text{tCaCO}_3/1000\text{t}) = 31.25$. Este supuesto es correcto para pH menor de 6.4 en el cual el H_2CO_3 es la especie de carbonato estable. Sin embargo, con el supuesto que la calcita está controlando como tampón el sistema a pH 7, el bicarbonato (HCO_3^-) es la especie de carbonato dominante (E. Stumm y Morgan, 1996) en el sistema resultando en la ecuación 13.

En la ecuación 13 se aprecia que a pH 7 la calcita neutraliza solamente una mol de protones, mostrando que, cuando realmente la calcita debe controlar el sistema a pH neutros (que es la idea), se necesita dos moles de calcita para neutralizar los protones producidos vía una mol de azufre en forma de piritita oxidada, resultando en un factor de cálculo de 62.5. Es decir que la aplicación del factor 31.25 sobreestima el PN en 100%. Las cifras así obtenidas vía el BAB dan una cifra final resultado de la diferencia entre el PN menos el PA calculado como equivalente de calcita en $tCaCO_3/1000t$ para saber cuánta calcita hay que añadir al material para obtener un material geoquímicamente seguro. Cuando el valor es negativo, excede el PA y el material va producir acidez neta y, cuando es positivo significa que tiene suficiente PN para neutralizar la acidez producida.

Es importante entender que estos valores son solamente indicadores y no consideran parámetros como la cinética de la reacción y la accesibilidad de los reactivos para las reacciones. Como el BAB está basado solamente en los sulfuros y los carbonatos, la prueba no considera minerales secundarios como jarosita o siderita como fuentes de acidez. Así, una prueba BAB tiene que ser controlada siempre por un buen estudio mineralógico y los valores deben ser debidamente corregidos.

También el muestreo para las pruebas BAB tiene que ser hecho con mucha precaución. Por ejemplo una muestra de la superficie de un depósito de relaves muchas veces ya está oxidada y los sulfuros y carbonatos ya desaparecieron, debido a las reacciones ante-

riormente mencionadas. Un resultado BAB típico de una zona de oxidación ácida es cero (Dold y Fontboté, 2001), mientras que muestras de la zona primaria pueden tener todavía un alto potencial para producir acidez. Aunque el BAB de un material de una zona de oxidación de un depósito de relaves, zona lixiviada de un sistema de pórfidos cupríferos, o pila de lixiviación, puede ser cero (no hay sulfuros ni carbonatos restantes) el material va producir DAM debido a la liberación de la acidez acumulada en los minerales secundarios como jarosita, schwertmannita, entre otros.

La prueba BAB es una prueba estática y no da información sobre la cinética de estos procesos. Las pruebas cinéticas tratan de reproducir en el laboratorio las condiciones de oxidación para obtener datos en qué marco de tiempo el material libera la acidez y los elementos a la solución. El principal problema de estas pruebas cinéticas es la reproducción de las condiciones del terreno a una es-

cala mucho menor, en el laboratorio (en general en columnas). Frecuentemente se observa que la oxidación en las columnas es más lenta que en el terreno. Esto se debe muchas veces a que horizontes arcillosos cerraron las columnas o una mezcla de la granulometría fina con la gruesa disminuyó la permeabilidad del material en el cual tiene lugar la oxidación. Hay que tener en cuenta que principalmente los horizontes de granulometría grue-

AVISO
LAGOS

MARQUE EL NÚMERO 113

AVISO NOSA

MARQUE EL NÚMERO 106

sa son responsables del flujo de agua y oxígeno y contienen la mayoría de los sulfuros.

Después de tratar de entender estos sistemas bastante complejos surge la pregunta qué se puede hacer para un tratamiento y remediación. Se debe diferenciar entre los residuos que actualmente están produciendo DAM (tratamiento y remediación), es decir la herencia de la minería antigua y las minas en actual operación que tienen la opción de prevenir estos problemas.

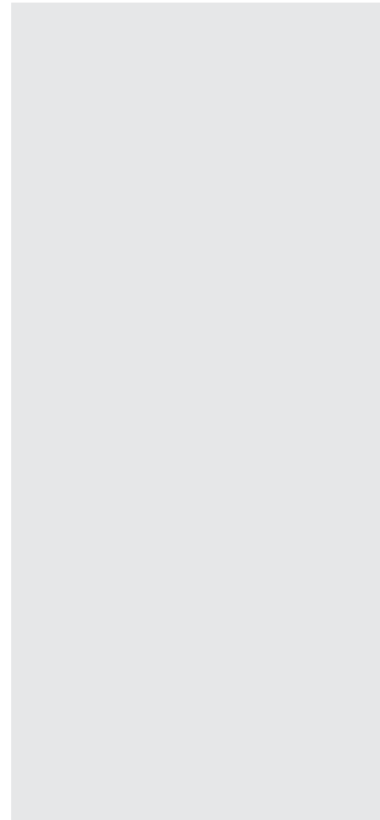
3. Tratamiento y remediación

En el caso de residuos que forman actualmente aguas ácidas se debe coleccionar estas soluciones tanto superficiales, como subterráneas para un tratamiento hidrometalúrgico (Ejem. planta de neutralización). Otra opción sería la de introducir la solución en un pantano («wetland») en el cual los metales serán precipitados como sulfuros, vía actividad microbacteriana.

Cuando el flujo subterráneo de la solución contaminada es muy bien definido se puede instalar una barrera permeable reactiva. El sistema funciona como un «wetland» con la reducción bacteriana a sulfuros. En ambos casos hay que mantener a largo plazo en un ambiente reductor, los sulfuros producidos, sino todo el ciclo de la oxidación comienza de nuevo. Cuando los residuos contienen todavía un valor económico se podría retratarlos y, una vez que el material está en movimiento, hay que tomar las medidas necesarias para adecuar el material para obtener una deposición final segura.

La medida de remediación más aplicada ahora es la instalación de una cubierta. La idea de instalar una cubierta es prevenir la infiltración de agua y oxígeno en los residuos para que no haya oxidación de los sulfuros y disminuir la cantidad de agua contaminada. Así, esta medida debe ser aplicada solamente sobre material sulfurado.

El diseño de la cubierta tiene que ser en tal forma que resista a largo plazo todas las fuerzas naturales (Ejem. terremotos, lluvias torrenciales, aluviones, etc.). La práctica de hoy día lamentablemente cubre todo sin saber



en la mayoría de los casos la composición del material que se cubre. Cualquier estudio de un plan de cierre para un residuo minero debería tener un estudio detallado de la composición del material a cubrir. Solamente con esta información se puede predecir el efecto de cierta medida geotécnica en el sistema geoquímico. Por ejemplo, cuando se cubre un botadero fuertemente oxidado con todos los minerales secundarios como los hidróxidos férricos ya presentes en el sistema, se va a formar un ambiente reductor en el cual estos hidróxidos se van a desestabilizar y liberar ion férrico, entre otros elementos. Este férrico liberado puede oxidar más pirita, en la ausencia de oxígeno, y liberar más ferroso. Esta pluma ferrosa se va a movilizar aguas abajo. Cuando aflora en un ambiente oxidante, va a autooxidarse y producir aguas ácidas vía hidrólisis. Así, el problema no está solucionado. La cantidad de aguas contaminadas va a disminuir, siempre y cuando la cubierta funcione a largo plazo, pero la calidad del agua sigue siendo problemática.

Otro método favorito para la remediación es la plantación de las cubiertas con cultivos de diferentes tipos de plantas. La idea original es replantar

la cubierta de suelos sobre material de sulfuros (no oxidado), para que se desarrolle una capa de materia orgánica natural que consuma el oxígeno y evite adicionalmente la infiltración de oxígeno hacia los sulfuros.

En un relave que va a producir exceso de acidez no tiene ningún sentido plantar directamente en los relaves, por que a largo plazo las plantas no van a sobrevivir. Se observa plantaciones en relaves también en alta montaña como en el desierto, aunque en los alrededores en este ambiente no crece nada. Es importante ubicarse en qué sistema geográfico se encuentra uno, para buscar una solución adecuada. Por ejemplo, el espesor de una cubierta tiene que ser calculada en función de la vegetación natural que a largo plazo tome el terreno. Cuando esta vegetación incluye árboles que pueden echar raíces hasta diez metros de profundidad la cubierta debe tener diez metros de espesor, para asegurar que la cubierta no sea alterada y agua y oxígeno entren en el sistema. Todas estas medidas tienen algo en común: Ellas son muy caras y constituyen costos a largo plazo.

4. Prevención

De estos problemas deberíamos aprender la lección que, muchas veces, no tienen solución, y concentrarnos en la actividad minera actual para prevenir que los residuos actuales originen en el futuro los mismos problemas ocasionados por los residuos antiguos hoy día. Así, la palabra clave debe ser la prevención. Para ser capaz de prevenir hay que entender la cinética de los procesos en la primera fase de la formación de DAM (E. Vogt et al., 2003). Con estos conocimientos se puede intervenir en el sistema en forma adecuada, implicando modificaciones de los procesos metalúrgicos aplicados hoy en día.

Para prevenir, se puede utilizar diferentes estrategias, dependiendo de la composición del material. Esto debería comenzar ya en la mina con una caracterización del material extraído no solamente en su valor económico, sino también en el sentido de que si este material va a producir o neutralizar acidez o liberar elementos contaminantes. Esto implica una caracteri-

zación en el sentido del BAB con toda la mineralógica de ganga, como carbonatos y alteración.

En el caso ideal se puede mezclar este material en forma adecuada para obtener un material final geoquímicamente seguro. Esta estrategia naturalmente no funciona para todos los tipos de yacimientos.

Otra opción podría ser la flotación de la pirita (u otros sulfuros problemáticos) antes de la deposición de los relaves. Esta estrategia es la más adecuada por ejemplo para tipos de bajo contenido de sulfuros (Ejem. pórfidos cupríferos) para disminuir el volumen del material a remediar.

Para residuos con BAB negativos que van a producir aguas ácidas, uno tiene la opción de evitar la oxidación o evitar la movilización. Evitar lo movilización de los metales liberados se puede hacer con el control del pH a neutro vía la adicción de calcita, para que controle el sistema.

Cuando adicionalmente hay el problema de As, u otros oxianiones en el sistema, esta medida no es suficiente. Se puede lograr limitar la oxidación vía la instalación de una cubierta sobre el material no oxidado. Se debe asegurar vía una cubierta de agua durante de la operación que los sulfuros no comiencen a oxidarse. En una fase final de deposición se podría comenzar a depositar materia orgánica para mantener activas las bacterias heterotrófas. Estas bacterias consumen gran cantidad de oxígeno y limitan así el acceso de oxígeno para las bacterias quimiolitótrofas, las cuales inician la oxidación de los sulfuros y la formación de DAM.

Se estudia también la opción de utilizar fosfato para formar zonas cementadas o utilizar la capacidad de sistemas con alto contenido de sulfuros de formar zonas cementadas («hardpan») para limitar la infiltración de oxígeno y agua en el sistema con procesos geoquímicos.

5. Conclusiones

La clave para el manejo de residuos mineros es entender el ciclo de los elementos entre sulfuros y óxidos para in-



terferir en la movilidad de los elementos, en el momento adecuado, para controlar el sistema en la medida necesaria. Cada residuo minero es un 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 pide a las autoridades cierta flexibilidad en la aplicación de la ley y, de parte de la minería, la aceptación de que existe un problema del que hay que preocuparse. Solamente cuando el problema es reconocido como tal, se puede encontrar una solución.

Para remediar hay que saber muy bien qué es lo que uno quiere remediar, es decir, un estudio mineralógico-geoquímico del material a remediar es la base para la elección del tipo de remediación. Tapar y poner algo verde no soluciona el problema de la formación de DAM. La prevención es la única posibilidad para un desarrollo sostenible.

Referencias

Diaby, N., Dold, B., Johnson, B., Hallberg, K., Holliger, C., Pfeifer, H.-R., 2003. *Microbiology of a porphyry copper tailings impoundment in Chile: Piuquenes at the la Andina mine*, 2nd Workshop of the Mine Water Interdisciplinary Network Europe (M-WINE), Lisbon, Portugal.

Dold, B., 1999. *Mineralogical and geochemical changes of copper flotation tailings in relation to their original composition and climatic settings*

- *Implications for acid mine drainage and element mobility*. Terre & Environnement, vol. 18, Geneva, 230 pp.

Dold, B., 2003. *Speciation of the most soluble phases in a sequential extraction procedure adapted for geochemical studies of copper sulfide mine waste*. *Journal of Geochemical Exploration*, v. 80, 55-68.

Dold, B. and Blowes, D.W., 2002. *Low molecular weight (LMW) organic acids in oxidizing sulfidic mine tailings*, *GeoProc2002, Bremen*, pp. 13-14.

Dold, B. and Fontbote, L., 2002. *A mineralogical and geochemical study of element mobility in sulfide mine tailings of Fe oxide Cu-Au deposits from the Punta del Cobre belt, northern Chile*. *Chemical Geology*, 189(3-4): 135-163.

Dold, B. and Fontboté, L., 2001. *Element cycling and secondary mineralogy in porphyry copper tailings as a function of climate, primary mineralogy, and mineral processing*. *Special Issue: Geochemical studies of Mining and the Environment, Journal of Geochemical Exploration*, 74(1-3): 3-55.

Lawrence, R.W., Poling, G.W., Ritcey, G.M. and Marchant, P.B., 1989. *Assessment of predictive methods for the determination of AMD potential in mine tailings and waste rock, Tailings and effluent management*. Pergamon Press, New York, Halifax, pp. 317-331.

Stumm, W. and Morgan, J.J., 1996. *Aquatic chemistry*. Wiley, New York, 1022 pp.

Vogt, M.-L., Dold, B. and Spangenberg, J.E., 2003. *Mineralogical and geochemical characterization of the active tailings impoundment Talabre, Chuquicamata, Chile*, 10° Congreso Geológico Chileno, Concepción. ■