



# **UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO**

---

---

*FACULTAD DE INGENIERÍA*

“CARACTERIZACIÓN DEL DRENAJE ÁCIDO Y DE LAS ROCAS ASOCIADAS A UNA MINA PARA  
EVALUAR SU POSIBLE APLICACIÓN EN UN SISTEMA DE TRATAMIENTO PASIVO”

TESIS PROFESIONAL PARA

OBTENER EL TÍTULO DE:

INGENIERA DE MINAS Y METALURGISTA

PRESENTA:

ANGÉLICA HAYDEE CERVANTES MACEDO

DIRECTOR DE TESIS:

M. I. JOSÉ ENRIQUE SANTOS JALLATH

MÉXICO, D.F., 2014



*A mi madre, quien siempre me ha apoyado, este trabajo también es parte de tu logro  
Gracias por todo.*

## Agradecimientos

El presente trabajo se realizó con apoyo del proyecto PAPIIT IN114113 “Control de Drenaje Ácido en Minas Subterráneas mediante un Sistema de Tratamiento Pasivo *In Situ*”.

A los laboratorios:

- Laboratorio de Geoquímica Ambiental del Instituto de Geología de la UNAM
- Laboratorio de Aguas del Instituto de Geología de la UNAM
- Laboratorio de Difracción de Rayos X del Instituto de Geología de la UNAM
- Laboratorio de Fluorescencia de Rayos X
- Laboratorio de Análisis Químico de la Facultad de Ingeniería

Al Mtro. José Enrique Santos Jallath por el apoyo brindado en la realización de este trabajo.

A mis sinodales por revisar este trabajo y hacer aportaciones para mejorarlo.

A mi familia y amigos

# Contenido

Resumen.....	9
Abstract .....	9
1 Introducción .....	10
1.1 Hipótesis.....	10
1.2 Objetivo.....	10
1.3 Justificación .....	11
2 Marco teórico.....	12
2.1 Generalidades del Drenaje Ácido de Mina (DAM) .....	12
2.1.1 Formación del DAM.....	14
2.1.2 Neutralización del DAM .....	17
2.2 Problemática ambiental entorno al DAM .....	19
2.3 Tratamientos para el DAM .....	21
2.4 Tratamientos pasivos .....	25
2.4.1 Humedales aerobios.....	25
2.4.2 Humedales Anaerobios o balsas orgánicas .....	26
2.4.3 Drenaje anóxico calizo (ALD).....	27
2.4.4 Sistemas sucesivos de producción de alcalinidad (SAPS).....	29
2.4.5 Barreras reactivas permeables (PBR Permeable Reactive Barriers) .....	30
2.5 Aplicación de tratamiento de DAM en el mundo .....	30
3 Descripción del sitio de estudio .....	34
3.1 Generalidades de la Mina Tizapa .....	34
3.1.1 Ubicación.....	34
3.1.2 Clima.....	34
3.1.3 Orografía .....	34
3.1.4 Hidrología .....	35
3.1.5 Geología .....	35
3.1.6 Operación mina y beneficio .....	37
3.2 Potencial de generación de DAM en la mina Tizapa .....	38
3.3 Manejo del DAM en mina Tizapa .....	39
4 Metodología .....	41
4.1 Descripción de la mina .....	41
4.2 Medición de pH del agua in-situ .....	41

4.2.1	pH en aguas neutras.....	42
4.2.2	pH en escurrimientos de DAM .....	42
4.3	Muestreo de roca y drenaje ácido .....	42
4.3.1	Muestreo de roca .....	42
4.3.2	Muestreo de DAM.....	43
4.4	Caracterización del DAM.....	43
4.5	Caracterización de la roca .....	44
4.6	Potencial de neutralización de la roca .....	45
5	Resultados .....	46
5.1	Descripción de la mina .....	46
5.2	Medición de pH del agua in situ.....	46
5.2.1	pH en aguas neutras.....	46
5.2.1	pH en escurrimientos de DAM .....	48
5.3	Caracterización del DAM.....	50
5.3.1	pH y Conductividad eléctrica.....	50
5.3.2	Iones mayoritarios.....	51
5.3.3	Elementos traza.....	53
5.4	Caracterización de la roca .....	54
5.4.1	Análisis petrográfico.....	54
5.4.2	Difracción de Rayos X.....	59
5.4.3	Composición química. ....	60
5.5	Potencial de neutralización de la roca .....	61
6	Conclusiones y recomendaciones .....	63
	Referencias.....	64
	Agradecimientos .....	3

## Lista de Figuras

Figura 2-1 Etapas de generación de drenaje ácido (Ferguson et al. 1987).....	13
Figura 2-2 Manifestación de drenaje ácido, en mina al sureste de México. ....	20
Figura 2-3 Proceso de neutralización con cal convencional. (EPA, 1983).....	22
Figura 2-4 Diagrama de opciones de tratamiento de DAM (Newcombe, 2009) .....	24
Figura 2-5 Disposición de las celdas en un humedal aerobio y circulación del agua en su interior (EPA, 2000). ....	25
Figura 2-6 Disposición de las capas en humedal anaerobio (Aduvire, 2006). ....	26
Figura 2-7 Esquema de la sección transversal de un sistema ALD (Lottermoser, 2007). ....	27
Figura 2-8 Tratamiento combinado compuesto por sistema ALD y humedal López et al.( 2002)....	28
Figura 2-9 Sección transversal de un sistema ADL. Nota: Los pozos son para fines de monitoreo (Hedin et al., 1994).....	28
Figura 2-10 Esquema de la disposición de los substratos y dirección del flujo de agua en un SAPS (López et al., 2002). ....	29
Figura 2-11 Barrera reactiva permeable. (Oriol, 2004).....	30
Figura 2-12 Zona afectada directamente por los jales derramados debido al rompimiento de la presa de jales, operada por la empresa Boliden-Arpa en Aznalcollar (Simon et al., 1998). ....	32
Figura 2-13 Corte esquemático de una sección de la BPR y ubicación de sondeos de control (Bolzicco, 2002). ....	33
Figura 3-1 Plano de localización. SERVICIOS ADMINISTRATIVOS PEÑOLES, S. A. DE C. V. (2011) ....	34
Figura 3-2 Mapa geológico de la región COREMI (1996). ....	35
Figura 3-3 Sistema de explotación. (SERVICIOS ADMINISTRATIVOS PEÑOLES, S. A. DE C. V., 2011). ....	37
Figura 3-5 Pileta con derrame de DAM.....	39
Figura 3-6 Pileta de captación del DAM.....	40
Figura 3-7 Pileta con derrame.....	40
Figura 3-8 Esquema del tratamiento de DAM.....	40
Figura 4-1 Acceso "Rampa Gemela" .....	41
Figura 4-2 Muestreo del afloramiento .....	42
Figura 4-3 Muestreo de los rebajes.....	42
Figura 4-4 Muestreo DAM.....	43
Figura 4-5 Muestreo DA-6.....	43
Figura 5-1 Rebaje viejo, carga acumulada 4to escurrimiento.....	47
Figura 5-2 Contrapozo charola .....	47
Figura 5-3 Muestra el plano donde se encuentran los puntos en los cuales se realizó la medición del pH en agua neutra. ....	47
Figura 5-4 Medición de pH en DA-1 .....	49
Figura 5-5 Medición de pH "in situ" con potenciómetro .....	49
Figura 5-6 Rebaje con presencia de DAM .....	49
Figura 5-7 Muestra el plano donde se encuentran los puntos en los cuales se realizó la medición del pH ácido.....	50
Figura 5-8 Concentración de aniones $\text{Cl}^-$ y $\text{HCO}_3^-$ .....	51
Figura 5-9 Concentración de sulfatos.....	51
Figura 5-10 Concentración de cationes $\text{Na}^+$ y $\text{K}^+$ .....	52
Figura 5-11 Concentración de cationes $\text{Ca}^{2+}$ y $\text{Mg}^{2+}$ .....	52
Figura 5-12 Elementos traza presentes en el agua analizada contra los LMP (Cd, Cu, Pb) .....	53
Figura 5-13 Elementos traza presentes en el agua analizada contra los LMP (Fe, Zn, Mn).....	53

Figura 5-14 Muestra de caliza .....	54
Figura 5-15 Fotomicrografía de MC3 con aumento 25X.....	55
Figura 5-16 Fotomicrografía de MC3 con aumento 10X.....	55
Figura 5-17 Muestra de mano para análisis petrográfico .....	56
Figura 5-18 Fotomicrografía de F2 con aumento 10X.....	56
Figura 5-19 Fotomicrografía de F2 con aumento 10X.....	57
Figura 5-20 Muestra de mano para análisis petrográfico .....	57
Figura 5-21 Fotomicrografía de ME4 con aumento 10X .....	58
Figura 5-22 Se muestra el potencial de neutralización de cada roca según la NOM-141-SEMARNAT-2003 en su prueba modificada Balance-Ácido-Base .....	62

## Lista de Tablas

Tabla2-1 Principales características del impacto ambiental generado por aguas acidas de mina (Lottermoser, 2010). .....	21
Tabla 2-2 Características de los sitios contaminados con DAM (MEND, 1996). .....	23
Tabla-2-3 Comparación económica de los tratamientos utilizados en los sitios. (MEND, 1996). ....	23
Tabla 2-4 Datos de rendimiento iniciales. Sistema Pelenna Fase III (Younger, 2002). .....	32
Tabla 3-1 Resultados de los análisis realizados a muestras de agua interior mina.(Gatica y Santos, 2003). .....	38
Tabla 3-2 Poder de neutralización. Informe interno Gatica y Santos (2003).....	39
Tabla 4-1 Muestras liquidas .....	44
Tabla 4-2Calculo vol. HCl.....	45
Tabla 5-1 Escurrimientos neutros .....	46
Tabla 5-2 Escurrimientos de DAM.....	48
Tabla 5-3 Resultados de pH y conductividad eléctrica.....	50
Tabla 5-4 Muestras de roca.....	54
Tabla 5-5 Difracción de Rayos X .....	59
Tabla 5-6 Fluorescencia de rayos X (Elementos traza).....	60
Tabla 5-7 Fluorescencia de rayos X (Iones Mayores) .....	60
Tabla 5-8 Elementos mayores en las rocas .....	61
Tabla 5-9 Resultados de la prueba de neutralización .....	61



## Resumen

El drenaje ácido de minas (DAM) resultado de la oxidación de los sulfuros minerales expuestos en las obras mineras representa un riesgo para los cuerpos de agua superficiales o subterráneos por su elevado contenido de acidez neta, metales y metaloides en solución, sales y sulfatos. En la actualidad el control se hace por medio de tratamientos activos y pasivos. Los tratamientos activos consumen energía y requieren el uso de reactivos lo que los hace poco viables a largo plazo. La investigación se ha enfocado hacia los pasivos ya que tienen como principal ventaja el uso de materiales naturales, además de que no utilizan energía y representan un bajo costo a largo plazo. En la mina donde se realiza el estudio se encontró la presencia de DAM en las obras mineras, este drenaje ácido recibe un tratamiento activo con el uso de  $\text{Na}_2\text{CO}_3$  y el reúso del agua tratada para las operaciones. Pensando a futuro en un cierre sustentable se propone desarrollar un sistema pasivo capaz de tratar el DAM de manera continua, el cual pueda ser instalado dentro de la mina. Este trabajo tiene como objetivo evaluar la posibilidad de un tratamiento pasivo con el uso de las rocas de la zona. La metodología para este proyecto consistió en la caracterización del DAM y de las rocas asociadas al yacimiento de la mina. El pH del DAM va de 2.44 y 3.38, altas concentraciones de metales disueltos como cadmio, cobre, hierro, manganeso y zinc; además presenta un alto contenido de sulfatos y cationes ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ). Se identificaron tres tipos de roca de interés asociadas al yacimiento (filita, esquisto y caliza) en las que se determinó la mineralogía mediante microscopía y difracción de rayos X; además se determinaron iones mayores y elementos traza mediante FRX y cromatografía. Los resultados indican que la filita y la caliza tienen minerales como calcita, micas, plagioclasas que tienen capacidad de neutralizar el DAM. Además se realizaron pruebas de potencial de neutralización con la roca obteniendo resultados favorables para la caliza y la filita; y valores negativos para el esquisto. Con base en los resultados obtenidos se concluye que es posible utilizar estas rocas en un sistema de tratamiento pasivo.

## Abstract

Acid mine drainage (AMD) results from the oxidation of sulfide minerals exposed in the mining works and represents a risk to surface and ground waterbodies by high net acidity content, metals metalloids in solution, sulfates and salts. Actually, the control is done either by active or passive treatments. Active treatments are energy consumers and require the use of reagents which makes them impractical in the long term over the time. Research has contralized in passive treatments due to the main advantage of using natural materials, additionally no energy is required and represent a low cost over the time. A presence of AMD In the mining works was found in the mine where this research realized, this AMD recieves an active treatment using in the  $\text{Na}_2\text{CO}_3$  and the reuse of treated waters for operations. In the future, the development of passive system in the sustainable mining closure is proposed, which could be able to treat the AMD continuously and can be installed inside the mine. This work aims to evaluate the possibility of a passive treatment using the rocks from the zone. The methodology for this project consisted in the AMD characterization and the associated rocks to the mine's ore. The AMD pH comes from 2.44 to 3.38, high concentrations of dissolved metals such as cadmium, copper, iron , manganese and zinc, also a high content of sulfates and cations ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ) is present. Three types of rock of interest associated to the deposit were identified (Filita , shale, and limestone ) in which mineralogy was determined by microscopy and X-ray diffraction; Furthermore, potential neutralization test using the rock were performed. So it is possible use the rocks for a passive treatment.

# 1 Introducción

El Drenaje Ácido de Minas (DAM) se produce por oxidación de los sulfuros minerales que quedan expuestos a las condiciones del ambiente en las obras mineras y/o en los depósitos de residuos, después de que se ha realizado la extracción de los minerales de interés económico.

Lottermoser (2007) explica que la actividad minera provoca que los sulfuros queden expuestos a la presencia de oxígeno y agua; lo que provoca que se generen reacciones de oxidación y se produzca agua ácida cargada con sulfatos, metales pesados y metaloides. También lo caracteriza por tener valores de pH por debajo de 4, alto contenido de sólidos suspendidos, presenta en solución sales, metales pesados, metaloides y sulfatos; en concentraciones que van desde los 100 a 1000 mg/l Fierro precipitado, 0.01 a 1000 mg/l para metales pesados y metaloides (Cu, Pb, Zn, Cd, Co, Ni, Hg, As y Sb) y de 100 a más de 10000 mg/l de sales disueltas (Ca, Mg, K, Na, Fe, Al, Si, Mn,  $SO_4^{2-}$ ). El DAM representa un riesgo para el ambiente porque afecta aguas superficiales, la vida acuática, suelos, sedimentos y acuíferos.

Actualmente la investigación en el tema del DAM se centra en los métodos de tratamiento para su control, particularmente en los llamados métodos pasivos, ya que en estos se utilizan materiales naturales (rocas y materia orgánica) con capacidad de neutralizar el DAM y retener los elementos metálicos contenidos en solución.

En México esta es una línea de investigación nueva y se han hecho tres estudios a nivel laboratorio, con muestras de DAM obtenidas en depósitos de residuos o con lixiviados sintéticos (Labastida *et al.*, 2012); (Romero, *et al.*, 2011); (Romero *et al.*, 2012). Estos estudios se han centrado en la evaluación del potencial de neutralización con diferentes tipos de roca disponibles en las zonas de estudio para ser utilizadas en tratamientos pasivos.

El problema del drenaje ácido en minas subterráneas es que de no controlarse en el mismo sitio donde se genera, su destino final pueden ser cuerpos de agua superficiales y subterráneos. Los métodos de tratamiento pasivo del DAM pueden tener una amplia aplicación para el control *in situ*.

Se presenta como caso de estudio el de la Mina Tizapa, perteneciente al Grupo Peñoles, que se ubica en el municipio de Zacazonapan, Estado de México, la cual cuenta con obras mineras antiguas fuera de operación y en las que se ha manifestado la generación de DAM (Gatica y Santos, 2003). La importancia de realizar el estudio en este sitio, radica en que el DAM que se genera en el interior de la mina puede incorporarse a cuerpos de agua si no se controla adecuadamente.

## 1.1 Hipótesis

La roca asociada al yacimiento mineral del sitio de estudio tiene capacidad de neutralizar el DAM y retener los metales pesados y metaloides que contiene.

## 1.2 Objetivo

Llevar a cabo una caracterización del DAM generado en la mina Tizapa, así como de las rocas asociadas, a fin de evaluar la posibilidad de utilizar estas rocas en un sistema de tratamiento pasivo que pueda ser instalado en el interior de la mina.

### 1.3 Justificación

En México existe investigación sobre métodos de tratamiento para zonas mineras donde se ha manifestado la generación de DAM y sobre la movilidad de los elementos tóxicos contenidos en los residuos mineros. Estas investigaciones son las reportadas por Romero *et al.* (2011), Labastida *et al.* (2012), y Romero *et al.* (2012), que han trabajado con lixiviados ácidos de residuos mineros Taxco, Guerrero; Zimapán, Hidalgo y Minatitlán, Colima; respectivamente. La experimentación en estos trabajos dirigida a evaluar la capacidad de la roca disponible en las áreas de estudio para incrementar el pH y remover arsénico y metales pesados del DAM.

Wolkersdorfer (2008) también menciona que el DAM es un fenómeno que se produce en el interior de las minas subterráneas ya que en las obras abandonadas también quedan sulfuros minerales expuestos a las condiciones de oxidación (humedad y oxígeno). Las minas subterráneas abandonadas que generan drenaje ácido representan un riesgo a futuro ya que constituyen una fuente de contaminación para los cuerpos de agua superficiales y subterráneos y en este sentido no se encontraron documentos donde se realice un tratamiento pasivo del DAM con la roca que se tiene disponible en el sitio para controlar la generación de DAM en el interior de la mina.

El presente trabajo forma parte de un proyecto de investigación el cual está desarrollado por etapas, siendo esta tesis el primer trabajo correspondiente a la caracterización del DAM y de las rocas presentes en el sitio de estudio, para determinar si es posible utilizar las rocas en un sistema de tratamiento pasivo dentro de una mina donde se genera DAM.

## 2 Marco teórico

### 2.1 Generalidades del Drenaje Ácido de Mina (DAM)

La formación de drenaje ácido proveniente de los sulfuros minerales, se refiere a la oxidación del azufre a sulfato, proceso en el cual se generan condiciones ácidas, formando con el agua presente una disolución ácida con capacidad de lixiviar a los metales asociados a los sulfuros minerales, para que este fenómeno ocurra es necesario que se presenten tres condiciones esenciales: rocas y/o minerales con contenido de azufre (sulfuros), presencia de oxígeno y agua. La pirita (sulfuro de hierro), es el principal generador de DAM.

El DAM se refiere al agua contaminada, esto quiere decir agua que contiene niveles de cualquier elemento o contaminante que no se encuentre dentro de los límites reglamentarios tomando como referencia NOM-127-SSA1-1994 y que podría ocasionar un impacto ambiental adverso.

El DAM en términos generales es agua con niveles de pH bajos (en general  $\text{pH} < 4$ ), con altos contenidos de  $\text{Fe}^{2+}$  y  $\text{SO}_4^{2-}$  disueltos, presenta elevada conductividad eléctrica, grandes cantidades de metales en solución que son potencialmente tóxicos como As, Cd, Pb, Zn, Cu, Hg, Sb, Se, etc (Lottermoser, 2007).

Es importante señalar que la reacción de oxidación de los sulfuros no requiere de condiciones especiales para llevarse a cabo, es decir a condiciones ambiente, se inicia la reacción, en algunos casos se dice que ocurre de forma natural, y que la presencia de factores físicos, químicos y biológicos y de su relación dependerá el tiempo que tarde en presentarse.

Generalmente el DAM se caracteriza por:

- valores de pH por debajo de 4 hasta 1.5
- alcalinidad decreciente y acidez creciente
- concentraciones elevadas de sulfato
- concentraciones elevadas de metales (disueltos o totales)
- concentraciones elevadas de sólidos disueltos totales (sales, coloides)

En la figura 2.1 se definen tres etapas en la generación del drenaje ácido (Ferguson *et al.*, 1987). El pH del microambiente disminuye en el tiempo como consecuencia de la oxidación de los minerales sulfurados expuestos a oxígeno o hierro férrico. A medida que el pH disminuye por las reacciones de oxidación, se desarrollan distintas reacciones de neutralización por parte de los minerales consumidores de ácido.

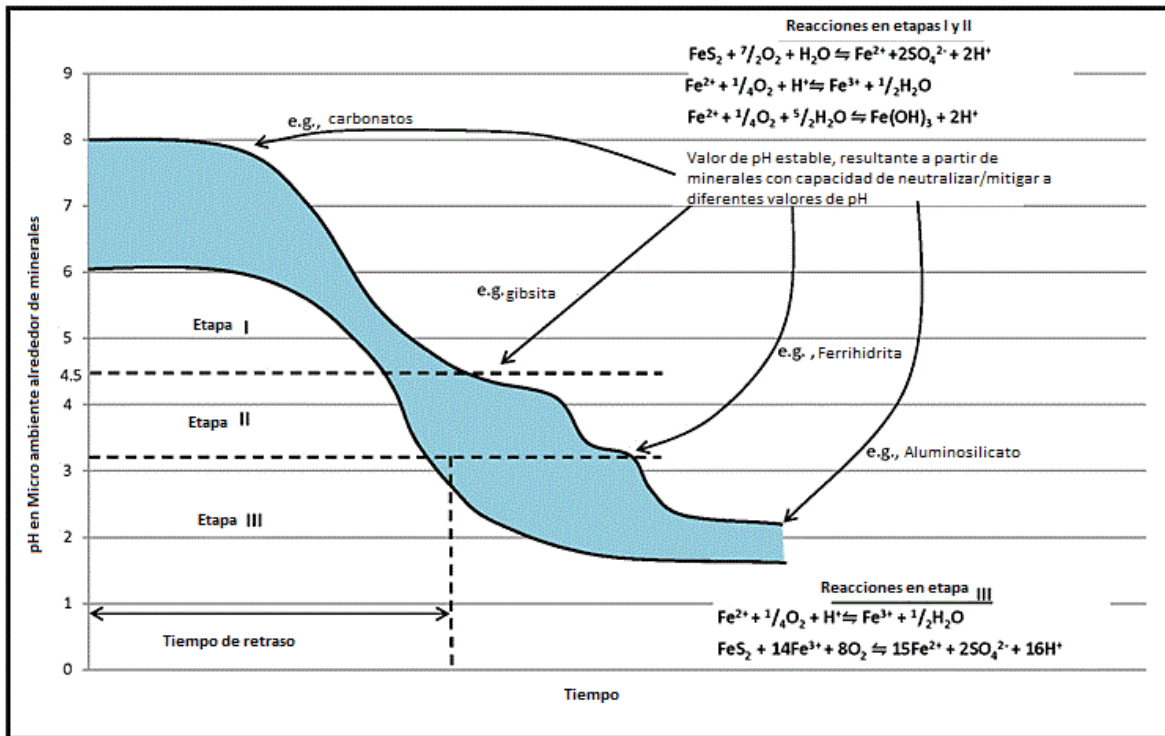


Figura 2-1 Etapas de generación de drenaje ácido (Ferguson et al. 1987).

Ferguson et al. (1987) define las siguientes etapas en el proceso de generación del DAM:

Etapa I. 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 se pueden presentar concentraciones elevadas de zinc en la solución.

Etapa II. El agua de drenaje está generalmente cerca al nivel neutro, con concentraciones elevadas de hierro ferroso y sulfato. Se observa una acidez relativamente alta, aun cuando las concentraciones de metales en la soluciones pueden ser bajas.

Etapa III. El agua de drenaje es generalmente ácida ( $\text{pH} \leq 3$ ), caracterizada por sulfatos y metales disueltos en concentraciones elevadas. El hierro disuelto se presenta como hierro ferroso y férrico.

El periodo para cada etapa sucesiva puede variar de un periodo de días a un periodo de cientos de años, dependiendo de las condiciones que controlen la generación de ácido.

Durante 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, limitando la presencia del reactante principal necesario para que se produzca la reacción (es decir, el oxígeno). En las etapas (II y III), el hierro férrico se convierte en el principal oxidante y el control del DAM requiere la eliminación del mecanismo de transporte, el agua, para evitar la liberación de contaminantes al medio ambiente.

El DAM puede aparecer desde las primeras fases de una operación minera, o pasar varios años después del cierre de la mina para que aparezca agua ácida, esto sucede dependiendo de las condiciones involucradas y del sitio.

## 2.1.1 Formación del DAM

### *Proceso de Oxidación*

La generación y el consumo de ácido son el resultado de una serie de reacciones químicas complejas e interrelacionadas. Los factores que controlan la velocidad y la magnitud de la generación de ácido, y la consiguiente calidad del agua de drenaje sólo han sido estudiados en detalle durante los últimos 30 años. La comprensión de estos factores, así como de los procesos químicos y los reactantes involucrados, constituyen la clave para la predicción del potencial de generación de ácido en una obra minera; del mismo modo, es fundamental para identificar la tecnología apropiada, que sirva para prevenir o controlar la generación de drenaje ácido.

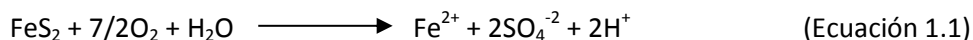
Los componentes principales para la generación del DAM son:

- minerales sulfurosos;
- agua o atmósfera húmeda;
- un oxidante, especialmente el oxígeno de la atmósfera.

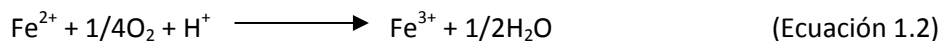
La velocidad y la magnitud de la generación del DAM son afectadas por los siguientes factores secundarios:

- bacterias (*Thiobacillus ferrooxidans*)
- pH
- temperatura

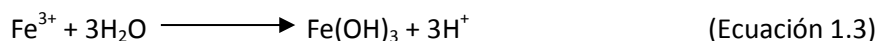
Algunos autores mencionan que las reacciones de generación de ácido se expresan generalmente como la oxidación de la pirita, uno de los minerales sulfurosos más comunes (López *et al*; 2002; MEND, 1996; Maree y du Plessis, 1994; EPA, 1983). Inicialmente, los sulfuros reaccionan con el oxígeno y el agua para formar sulfato  $\text{SO}_4^{2-}$ , hierro ferroso ( $\text{Fe}^{2+}$ ) e iones de hidrógeno ( $\text{H}^+$ ). Esta reacción total de generación de ácido, en la que se muestra la pirita siendo oxidada por el oxígeno, puede representarse por la siguiente ecuación:



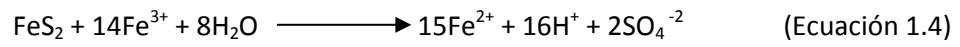
Posteriormente, el hierro ferroso reacciona con el oxígeno para formar hierro férrico:



Dependiendo del pH en el ambiente alrededor del sitio de oxidación, el hierro férrico puede luego precipitarse en la forma de hidróxido (Ecuación 1.3), o puede, a su vez, ser utilizado como oxidante (Ecuación 1.4). A niveles de pH por encima de 3.5, el hierro férrico ( $\text{Fe}^{3+}$ ) tiende a precipitarse como hidróxido férrico. Esto forma el precipitado de apariencia rojiza que se observa en la mayoría de minas que generan ácido. Durante esta reacción, se liberan iones de hidrógeno adicionales.



A medida que se desarrolla la generación de ácido y se consume la alcalinidad disponible, el hierro férrico, a su vez, sirve como oxidante y puede promover la oxidación química de los minerales sulfurosos. En el caso de la pirita, la reacción que ocurre es la siguiente:



La velocidad del suministro de oxígeno es el elemento que controla principalmente la velocidad de la oxidación química (Ecuación 1.1). A niveles de pH inferiores a 4.5, la oxidación por el hierro férrico se convierte en el proceso de oxidación dominante. La velocidad de producción de hierro férrico, a partir del ferroso (Ecuación 1.2), se convierte en la etapa controlante del proceso total de oxidación. Sin embargo, por catálisis biológica, esta reacción es relativamente rápida.

#### *Factores que intervienen en la oxidación de la pirita.*

Otros factores que intervienen en la velocidad de oxidación de la pirita son las propiedades minerales y factores externos químicos, físicos y biológicos. Las propiedades mineralógicas incluyen: el tamaño de la partícula, porosidad, área superficial, cristalografía y el contenido de elementos traza de la pirita; y como factores externos se encuentra la presencia de otros sulfuros, la presencia o ausencia de microorganismos, así como la concentración de oxígeno y dióxido de carbono, temperatura, pH y la velocidad de la solución  $\text{Fe}^{2+}/\text{Fe}^{3+}$  a la intemperie (Lottermoser, 2007).

##### a) Pirita: tamaño de partícula, porosidad y área superficial

Debido a que las reacciones de oxidación ocurren en la superficie de las partículas de la pirita, a tamaños pequeños de partícula y largas áreas superficiales incrementa la reacción de la pirita; la porosidad influye en que si se tiene mayor espacio de poro se incrementa el movimiento del oxígeno lo que provoca que la reacción de oxidación se acelere. Por lo general, la marcasita, pirrotita y la pirita se oxidarán más rápidamente. Los cristales minerales con una superficie menor, como la pirita "euédral" de grano grueso, se oxidan más lentamente.

##### b) Cristalografía de la pirita

Las piritas poco cristalinas o con defectos estructurales tienen una red cristalina imperfecta o distorsionada, provoca que el mineral sea más susceptible a ataques químicos.

##### c) Sustitución de elementos traza

Los elementos traza pueden presentarse en la pirita en forma de inclusiones minerales y como impurezas químicas en la red cristalina, lo que deforma la estructura del cristal, genera un desbalance de carga eléctrica y disminuye la resistencia del sulfuro a la oxidación. Por ejemplo, la presencia de arsénico en la pirita disminuye la resistencia de la pirita a la oxidación (Lottermoser, 2007).

##### d) Presencia de otros sulfuros

Durante el intemperismo los minerales con azufre como sulfuro con el más alto potencial de electrodo se encuentran protegidos galvánicamente de la oxidación mientras que los minerales con el más bajo potencial de electrodo sufren de un intemperismo mayor. Por ejemplo, entre los minerales de sulfuro más comunes se encuentran la pirita, la galena y la esfalerita, de estos tres minerales la pirita es el mineral que presenta mayor potencial de electrodo, seguido de la galena y por último la esfalerita (Satto, 1992). Si estos minerales se encuentran en contacto uno con otro, la esfalerita será preferencialmente intemperada y la oxidación de la pirita se reducirá.

#### e) Actividad microbiológica

Por lo general, se reconoce que ciertas bacterias pueden acelerar la velocidad con la cual ocurren algunas de las reacciones anteriormente indicadas, incrementando con ello la velocidad de generación de ácido. La bacteria *Thiobacillus ferrooxidans* es capaz de oxidar compuestos de azufre reducidos, así como oxidar el hierro ferroso en férrico (que entonces puede actuar como oxidante). Otras bacterias conocidas como participantes o acelerantes de la oxidación de los minerales sulfurosos son: *Thiobacillus thiooxidans* y *Sulfolobus*. Estos microorganismos son de mayor importancia en la generación de DAM, debido a que pueden ser rápidamente cultivables en estos ambientes (López *et al.*, 2002).

La velocidad con la cual ocurre la oxidación bacteriana depende de los siguientes parámetros: temperatura, pH, disponibilidad de oxígeno, disponibilidad de dióxido de carbono (fuente de carbono para la reproducción de las células), nutrientes (N, P), área superficial del mineral sulfuroso expuesto.

#### f) Temperatura

En general, las velocidades de oxidación se aceleran con un incremento de temperatura. El proceso de oxidación del sulfuro es exotérmico, genera calor y aumenta la temperatura en el sitio de la reacción.

Por tanto, la oxidación continua puede crear condiciones ideales para el crecimiento de las bacterias oxidantes. La producción de  $H^+$  y la consiguiente disminución del pH, hasta un nivel adecuado para las bacterias que oxidan el sulfato y el hierro, la producción de hierro férrico y el aumento de temperatura debido al proceso de oxidación exotérmico, dan por resultado unas condiciones idealmente adecuadas para estas bacterias (acidófilas). Una vez establecida, la velocidad de oxidación biológicamente catalizada es lo suficientemente alta como para mantener condiciones de temperatura elevada y pH bajo. A temperatura baja, la velocidad de oxidación, tanto biológica como química, es mucho menor de lo que podría ser a temperatura ambiente. Por debajo de los 4 °C, las velocidades de oxidación se consideran insignificantes.

#### g) Abundancia de agua

Algunos investigadores consideran que el agua es un factor esencial y reactivo para la oxidación de la piritita y otros consideran al agua como medio de reacción. Cualquiera que sea el rol del agua en la oxidación del sulfuro, es importante como medio de transporte y la humectación y secado alternados de sulfuros aceleran el proceso de oxidación. Debido a esto los productos de oxidación pueden disolverse y al ser retirados por la humectación (presencia de agua) dejarían superficies de piritita frescas y expuestas para su posterior oxidación.

#### h) Relación $Fe^{2+}/Fe^{3+}$

El  $Fe^{3+}$  oxida a la piritita más rápidamente que el oxígeno. Por lo tanto la cantidad de  $Fe^{3+}$  producida, controla la cantidad de piritita que puede ser atacada químicamente, dando como resultado que la velocidad de oxidación de  $Fe^{2+}$  a  $Fe^{3+}$  para disolver oxígeno se considera que es la etapa limitante en la oxidación abiótica indirecta de la piritita.

La etapa de oxidación de la piritita varía dependiendo de los parámetros anteriores. Una reacción rápida de la piritita puede ser un potencial generador de grandes cantidades de ácido y movilizar grandes cantidades de metales y metaloides.



### 2.1.2 Neutralización del DAM

Así como existen minerales generadores de acidez pueden coexistir minerales consumidores de ácido. Después de la oxidación de un mineral sulfuroso, los productos ácidos resultantes pueden ser inmediatamente arrastrados por la infiltración de agua o por el escurrimiento del agua y retenido también de la solución, este último como resultado de la reacción con un mineral que consuma ácido.

Existe una serie de minerales que pueden consumir ácido y neutralizar el drenaje ácido (Lottermoser, 2007). Entre los minerales que consumen ácido se encuentran:

- Carbonatos: calcita ( $\text{CaCO}_3$ ), dolomita ( $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$ ), Ankerita  $\text{Ca}(\text{Fe,Mg}) (\text{CO}_3)_2$  o Magnesita ( $\text{MgCO}_3$ )
- Hidróxidos: limonita ( $\text{FeO}(\text{OH}) \cdot n\text{H}_2\text{O}$ )
- Silicatos: clorita ( $(\text{Mg,Fe})_3(\text{Si,Al})_4\text{O}_{10}(\text{OH})_2 \cdot (\text{Mg,Fe})_3(\text{OH})_6$ )
- Arcillas: montmorillonita ( $(\text{Na,Ca})_{0,3}(\text{Al,Mg})_2\text{Si}_4\text{O}_{10}(\text{OH})_2 \cdot n\text{H}_2\text{O}$ )

Los minerales consumidores de ácido corresponden principalmente a carbonatos, hidróxidos, oxihidróxidos y silicatos. De acuerdo a la acidez del medio, distintos minerales alcalinos reaccionan amortiguando el pH a través del consumo de protones ( $\text{H}^+$ ).

#### *Carbonatos*

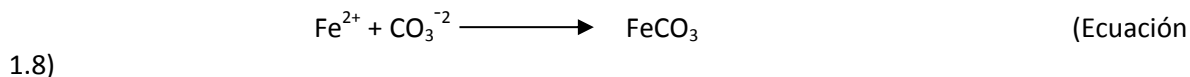
Los minerales que neutralizan de manera más efectiva son aquellos que contienen carbonato de calcio.

La calcita ( $\text{CaCO}_3$ ), consume ácido a través del consumo de protones que tiene como resultado la dilución del mineral y la formación de los iones correspondientes como el bicarbonato ( $\text{HCO}_3^-$ ) o ácido carbónico ( $\text{H}_2\text{CO}_3$ ):



La calcita es un mineral carbonatado muy abundante de los yacimientos mineralizados. Generalmente, es el más reactivo de los minerales consumidores de ácido y, a diferencia de la mayoría de éstos, tiende a reaccionar más a temperaturas más bajas.

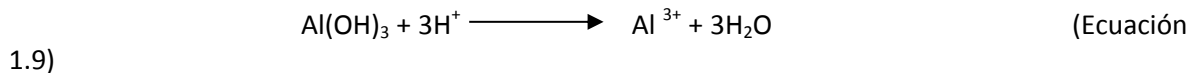
La liberación de bicarbonato y carbonato a través de la disolución de la calcita puede resultar en la formación de minerales carbonatados secundarios, siderita ( $\text{FeCO}_3$ ), mediante:



Este mineral también puede estar presente como mineral principal en la roca. Es menos reactivo (soluble) que la calcita, tendiendo a amortiguar el pH en el rango de 4.5 a 6.0. La calcita tiende a neutralizar soluciones llevándolas hasta un pH entre 6.0 y 8.0.

### Hidróxidos

Los siguientes minerales que proporcionan alcalinidad, luego del consumo de los minerales carbonatados, generalmente son los hidróxidos, los cuales consumen acidez mediante la formación de un ión libre más agua, como se muestra en la ecuación 1.9, por ejemplo, para  $\text{Al}(\text{OH})_3$ :

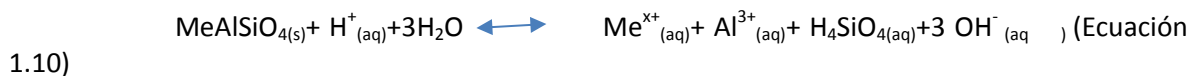
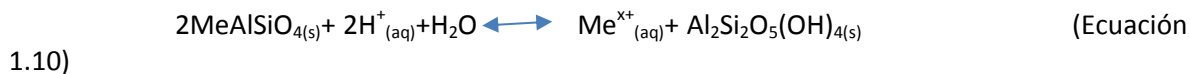


La mayoría de rocas contendrán tanto minerales sulfurosos como minerales consumidores de ácido. La relativa cantidad y la reactividad de los dos tipos determinarán si la roca producirá finalmente condiciones ácidas en el agua que pasa sobre y a través de ella.

Las reacciones de neutralización eliminarán una porción de la acidez y el hierro de la solución, elevando el pH. Donde hay suficiente tiempo de contacto con los minerales consumidores de ácido, puede ocurrir la neutralización hacia un pH de 7. Bajo condiciones de pH neutro, la mayoría de metales presentan baja solubilidad y precipitan de la solución en forma de hidróxidos u óxidos metálicos. Sin embargo, algunos metales, como el zinc, arsénico y molibdeno, son tan solubles (o más solubles) bajo condiciones alcalinas que bajo condiciones ácidas. Los iones de sulfato también son químicamente estables en un amplio rango de pH. En consecuencia, las concentraciones de sulfato algunas veces pueden servir como indicador general de la magnitud de la generación de ácido, incluso después de que la neutralización se ha producido.

### Silicatos

Los silicatos también forman parte de los minerales consumidores de ácido y esto lo hacen por medio de reacciones químicas al consumir los iones hidrógeno en dos formas. La primera forma se llama intemperismo congruente que incluye la disolución completa del silicato y la producción sólo en forma soluble de los componentes (reacción 1.10); la otra forma de neutralización se llama intemperismo incongruente (reacción 1.11) y es el más común, el silicato se altera en otra fase.



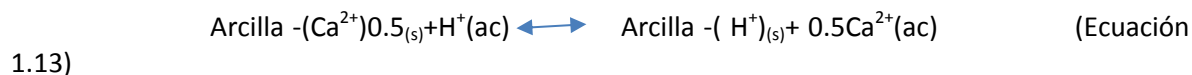
(Me=Ca, Na, K, Mg, Mn or Fe)

El intemperismo químico de los silicatos resulta del consumo de los iones hidrogeno, la producción de cationes disueltos y ácido silicio además de la formación de minerales secundarios. (Lottermoser, 2007).

### Cationes intercambiables

Concluidos los procesos de neutralización que dan en la solución cationes disueltos ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ) disponibles para intercambio con cationes asociados a las micas, arcillas y la materia orgánica (Lottermoser, 2007). Estos cationes intercambiables pueden ser reemplazados por cationes disueltos en soluciones de resistencia a la intemperie. Durante la oxidación del sulfuro, debido al intercambio catiónico se produce hidrógeno disuelto e iones de  $\text{Fe}^{2+}$ . El hidrógeno recién generado se elimina de las soluciones y se adsorbe temporalmente en los sitios de intercambio de

las fases sólidas. Tales reacciones de arcillas con  $\text{Fe}^{2+}$  e iones hidrógenos, se representan a continuación respectivamente (Lottermoser, 2007):



### ***Etapas de reacción***

Diferentes minerales que reaccionan con soluciones ácidas tienen una resistencia variable a la intemperie, minerales como el olivino y la anortita son más reactivos y menos estables en un ambiente superficial que el feldespato potásico, biotita, moscovita, y albita.

Las etapas de reacción de neutralización con carbonatos, en especial con la calcita, son más rápidas que las reacciones con silicatos, ya que estos últimos no se disuelven completamente y por lo tanto los silicatos reaccionan más lentamente (Lottermoser, 2007). Por lo tanto aunque haya una presencia abundante de silicatos en el yacimiento mineral la generación de ácido se produce con la oxidación de la pirita ya que esta reaccionará más rápidamente que el silicato.

## **2.2 Problemática ambiental entorno al DAM**

La problemática ambiental que refiere al DAM es la preocupación que ha surgido de que éste alcance cuerpos de agua, ya sea superficiales o subterráneos y por ende altere las características físicas y químicas del agua, lo cual provocaría la contaminación del agua, alterando el ecosistema. El alcance y el grado de contaminación por metales pesados varía de un lugar a otro, dependiendo de las características geoquímicas del sitio (López *et al*, 2002; Romero *et al*, 2008).

El cobre y zinc son elementos traza en la vida de animales y plantas, pero en altas dosis son tóxicos (Savinov *et al*, 2003). Se conoce que metales como el cadmio, es altamente tóxico para plantas, animales y humanos, y que cuando está presente en formas biodisponibles, existe la bioacumulación tanto en organismos terrestres y acuáticos. Otros metales como arsénico, manganeso y mercurio, típicos productos del DAM, son conocidos por ser carcinógenos, por causar dermatitis y desórdenes neurológicos (Akabzaa *et al*, 2007).

En el mundo se han presentado muchos casos de contaminación ambiental por drenaje ácido minero. Ejemplos hay varios aunque los más documentados proceden de EUA y Canadá, este problema afecta igualmente numerosos estados de Sudamérica, África, Europa, Australia y en general allí donde se produce una alta actividad minera en yacimientos con presencia de sulfuros. En la Conferencia Internacional de Drenaje Ácido de Roca, (López *et al*, 2002), se informó que en su Programa de Clausura de Minas tienen localizadas más de 100.000 zonas mineras en estado de abandono con problemas de agua ácida. López *et al* (2002) indica que en el año 2000 la USEPA llega a estimar la existencia de más de 4.400 km<sup>2</sup> de zonas abandonadas por minas de carbón 15.625 km de cauces de ríos contaminados por drenaje ácido, 66 km<sup>2</sup> de escombreras peligrosas y 3,5 km<sup>2</sup> de presas inestables.

En el mismo documento indica la EPA (Environmental Protection Agency) en 1985 estimó en que Estados Unidos existían cerca de 5x10<sup>10</sup> toneladas de residuos mineros con altos contenidos de metales pesados con riesgo de producir DAM, y que cada año se venían generando más de 109

toneladas de estériles de mina y residuos de plantas de beneficio los cuales deberían ser tratados para que no generen aguas ácidas.

De igual forma, en el Documento Técnico Predicción: Drenaje Ácido de Mina (EPA,1994) incluye información del Servicio Forestal EUA; en donde se estimaba que en el Oeste de Estados Unidos existían entre 20.000 a 50.000 minas las cuales estaban generando drenajes ácidos que afectaban y contaminaban de 8.000 a 16.000 km de riberas de ríos con metales como cadmio, cobre, plata, zinc y arsénico.

En Canadá, entre los numerosos casos de contaminación que afectan fundamentalmente a diez estados, son especialmente conocidos los del río Tsolum, en la Columbia Británica, por lixiviados de residuos piríticos de una mina de cobre Mount Washington o la contaminación producida por las minas Equity Silver, Britannia Coast Copper; Windy Craggy en Ontario, la de Mina Doyon en Quebec, Manitoba y Vangorda Plateau en Yukón. En Australia cientos de explotaciones mineras de carbón, uranio, cobre, cinc, etc., producen DAM, siendo clásicos los ejemplos de las minas de Rum Jungle, Brukung, Captain Flat, Gregory, Peko y Mt. Morgan así como la mina de Mt. Lyell, de cobre, oro y plata, en Tasmania. En otros países cabe destacar, de forma muy resumida, el drenaje ácido producido en las innumerables minas de carbón de Escocia y metalíferas de Gran Bretaña, la contaminación producida en el Vístula y el Oder por las casi 70 minas de carbón de la Alta Silesia en el sur de Polonia, o la generada en las minas de uranio de la República Checa, en las minas de hierro de Lorraine y de sulfuro de plomo de Carnoulès, en Francia, en las minas de lignito de Alemania; la creada por las más de 1000 pequeñas minas de sulfuros de Suecia, la de los depósitos mineros del norte y centro del Perú, con su abundancia en enargita, los problemas ambientales creados por las minas de cobre de Cuajone y Toquepala en este país, las minas de estaño de Oruro en Bolivia y una lista realmente extensa que afecta a todos los continentes (Younger, 1997; Environment Australia, 1997).

El accidente de la rotura de la balsa minera Aznalcóllar, Sevilla y sus consecuencias socioeconómicas y ambientales es un ejemplo a tomar en consideración, ya que trajo consigo una inundación de aguas ácidas con metales (Zn, Cu y Al) y lodos piríticos contaminando el aluvial del río Agrío y el río Guadimar.

Este panorama de las aguas ácidas descrito es extrapolable al resto de países con actividad minera Reino Unido, Canadá Australia según Younger (1997), Morin y Hutt (2001), Environment Australia (1997) respectivamente y México (Figura 2-2) de ahí la necesidad de buscar soluciones de fácil aplicación y de bajo costo para reducir esta contaminación, con el fin de salvaguardar el recurso hídrico y el medio físico en el que habitamos.



*Figura 2-2 Manifestación de drenaje ácido, en mina al sureste de México.*

La tabla 2-1 describe los impactos ambientales que se generan con la presencia de DAM, de acuerdo a las propiedades tanto físicas como químicas presentes en el agua ácida.

*Tabla2-1 Principales características del impacto ambiental generado por aguas acidas de mina (Lottermoser, 2010).*

Propiedad	Especies químicas	Concentración (rangos en solución)	Impacto ambiental
<b>Acidez</b>	H <sup>+</sup>	pH< 4.5	Pérdida de bicarbonato para los organismo fotosintéticos; degradación y muerte de animales y plantas; reducción en la calidad del agua potable; movilización de iones metálicos; corrosión de estructuras hechas por el hombre.
<b>Precipitación de hierro</b>	Fe <sup>3+</sup> , Fe <sup>2+</sup> , Fe(OH) <sub>3(S)</sub>	100 a 1000 mg/l	Decoloración y turbidez en la recepción de agua a medida que aumenta el pH y las sales férricas precipitan, asfixia de los organismos bentónicos y la obstrucción de branquias de los peces, reducción de la luz que penetra en la columna de agua, incrustación de hierro en las estructuras hechas por el hombre.
<b>Metales pesados y metaloides disueltos.</b>	Cu, Pb, Zn, Cd, Co, Ni, Hg, As, Sb	0.01 a 1000 mg/l	Degradación y muerte de animales y plantas, bioacumulación, reducción en la calidad de agua potable, contaminación de sólidos y sedimentos.
<b>SDT</b>	Ca, Mg, K, Na, Fe, Al, Si, Mn, SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	100 a más de 10000 mg/l	Reducción de la calidad del agua potable, reducción en la calidad de agua en reserva, incrustación de SDT en las estructuras hechas por el hombre en forma de sal, contaminación de sólidos y sedimentos.

La Agencia de Protección del Ambiente clasifica el DAM como uno de los mayores problemas ambientales que la actividad minera debe enfrentar (EPA, 1983).

### 2.3 Tratamientos para el DAM

El tratamiento del DAM se puede clasificar como activo o pasivo. Existen dos diferencias principales; la primera de ellas es el suministro de energía y la segunda es el costo de tratamiento (Johnson y Hallberg, 2005; Lottermoser, 2007).

Los sistemas de tratamiento activo (Figura 2-3) consisten básicamente en una planta en la que se regula el pH del agua a través de diferentes reactivos como p.ej., cal, óxido de calcio, hidróxido de sodio, etc. Este tipo de tratamientos requieren de la adición continua de los reactivos y de dispositivos mecánicos para mezclar los reactivos con el agua, además de mantenimiento y monitoreo activos.

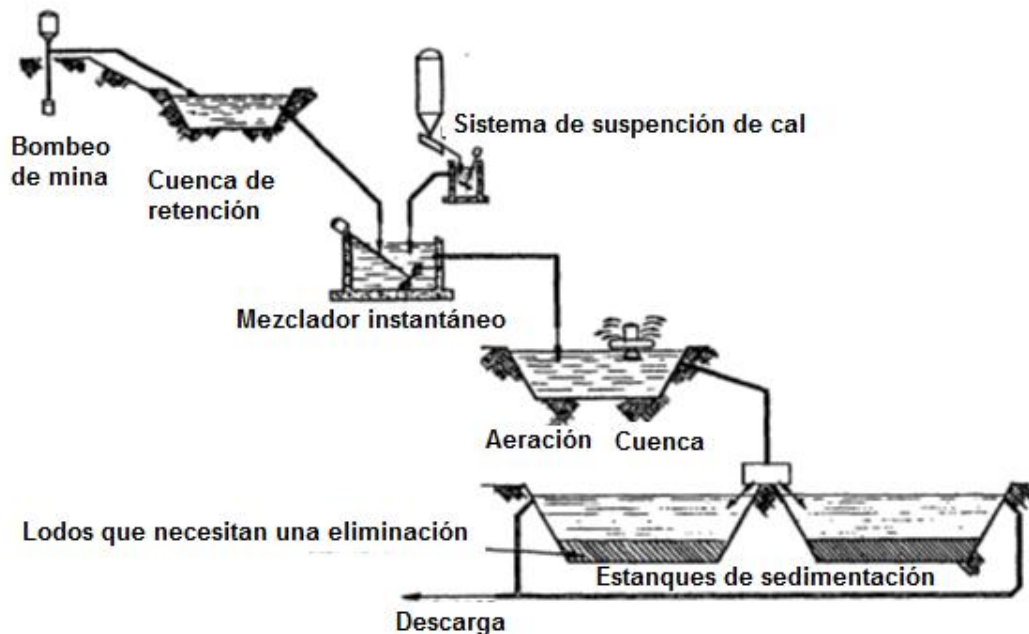


Figura 2-3 Proceso de neutralización con cal convencional. (EPA, 1983).

Los sistemas de tratamiento pasivos como los humedales se caracterizan por utilizar elementos naturales que permiten regular el pH, además de procesos químicos y biológicos para retener los elementos metálicos en solución. Se basan en la energía suministrada por la luz solar y/o el medio ambiente (MEND, 1996).

Los dos sistemas de tratamiento activos y pasivos generan lodos residuales resultantes de la precipitación de los metales del drenaje ácido (Dempsey y Jeon, 2001). Estos lodos deben ser retirados del sistema de tratamiento regularmente y confinarlos en sitios apropiados o tratarlos metalúrgicamente para la recuperación de los metales. De hecho algunos autores consideran que la recuperación de los metales de los lodos puede pagar parcialmente los costos de tratamiento del agua de drenaje (Miedecke *et al.*, 1997; Lottermoser, 2007).

El control inadecuado del drenaje ácido puede dar lugar a responsabilidades económicas sustanciales, tanto para los operadores de minas y para el gobierno, como resultado de la degradación ambiental a largo plazo. El Programa de Medio Ambiente de Canadá (MEND, 1994) estimó que el costo de la remediación de los impactos del drenaje ácido en Canadá era superior a tres mil millones de dólares.

Una evaluación de los costos potenciales para el tratamiento pasivo de DAM es difícil, ya que varían de acuerdo a una serie de factores específicos. Tradicionalmente, los sistemas de tratamiento pasivo se han considerado atractivos debido a sus menores costos de construcción, operación y mantenimiento, y a su capacidad para operar en lugares remotos con las necesidades operacionales limitadas (MEND, 1996).

Estudios realizados por Lawrence, Poulin y Gusek, en 1995 citados por MEND (1996) (tabla 2.3 y 2.4) demostraron como los costos de los tratamientos pasivos de DAM (humedales) dan mejor

resultado comparados con los costos de los tratamientos activos a los que reemplazaron. En la actualidad los tratamientos activos siguen en uso en algunas operaciones mineras en México.

Tabla 2-2 Características de los sitios contaminados con DAM (MEND, 1996).

Ubicación	Flujo (L/s)	pH	Hierro (mg/L)	Cobre (mg/L)	Zinc (mg/L)	Plomo (mg/L)	Metales totales (mg/L)
Sitio 1	6.3	4	250	0	0	0	270
Sitio 2	31.5	4	250	0	0	0	270
Sitio 3	63	4	250	0	0	0	270
Gallen	30.5	3.5	500	10	40	2.6	553
Sullivan	300	4.5	250	0.15	22	5	277
Equity	91.7	2.3	800	120	80	0	1000

Tabla-2-3 Comparación económica de los tratamientos utilizados en los sitios. (MEND, 1996).

Ubicación	Tratamiento pasivo			Tratamiento convencional con cal		
	RCC ('000\$)	AAOC ('000\$)	NPV (\$/kg)	RCC ('000\$)	AAOC ('000\$)	NPV (\$/kg)
Sitio 1	310	40	0.46	286	68.5	0.7
Sitio 2	1460	120	0.33	1510	342.5	0.71
Sitio 3	2800	220	0.32	2300	685	0.66
Gallen	5208	140	0.4	1465	1030	0.89
Sullivan	25670	560	0.38	30102	3342	0.88
Equity	26626	610	0.37	3373	5280	0.8

RCC: raw capital cost (1995 US\$) /costo de capital en bruto

Gusek, 1995.

AAOC: amortized annual operating cost (1995 US\$) /costo operativo anual amortizado

NPV: net present value (1995 US\$) / Valor presente neto

Lo más recomendable siempre será prevenir el proceso de generación de drenaje ácido pero en los casos en los que el problema ya existe, resulta casi imposible detenerlo debido a los componentes que lo generaron (minerales sulfurosos; agua o atmósfera húmeda; un oxidante, especialmente oxígeno) seguirán presentes, a menos que se elimine cualquiera de sus componentes, lo cual resulta imposible cuando se trata de operaciones mineras que deben dejar obras abiertas para monitorear después del cierre o para minas en operación con obras antiguas. Por lo que buscar alternativas más económicas y sobre todo sustentables es la opción viable.

En las últimas dos décadas se han investigado diversos métodos de tratamiento pasivo y se ha comprobado que dan buenos rendimientos en la neutralización del pH y en la eliminación de metales pesados. Con los tratamientos activos generalmente es insuficiente la adición de agentes neutralizantes para reducir hasta un nivel aceptable las concentraciones de metales y metaloides en el agua, lo cual requiere de más tratamientos químicos para disminuir los metales y metaloides

disueltos. Debido a esto pueden adicionarse tratamientos pasivos para mejorar aún más la calidad del agua antes de la descarga a un cuerpo receptor (Lottermoser, 2007).

Los métodos de tratamiento pasivo se basan en los mismos procesos físicos, químicos y biológicos que modifican las condiciones de Eh y pH del drenaje ácido de forma que se favorezca la formación de especies insolubles y la retención de cationes metálicos (Brown *et al.*, 2002; Lottermoser, 2007; López *et al.*, 2002; Younger *et al.*, 2002).

Entre los métodos pasivos que más se han utilizado destacan los humedales aerobios, los humedales anaerobios o balsas orgánicas, los drenajes anóxicos calizos (ALD, Anoxic Limestone Drains), los sistemas sucesivos de producción de alcalinidad (SAPS, Successive Alkalinity Producing Systems) y las barreras reactivas permeables cuando son aguas subterráneas (PRB, Permeable Reactive Barriers). (Figura 2.4). Usualmente los métodos se utilizan solos o combinados, dependiendo de las características del drenaje ácido y de los requerimientos de tratamiento. (López *et al.*, 2002).

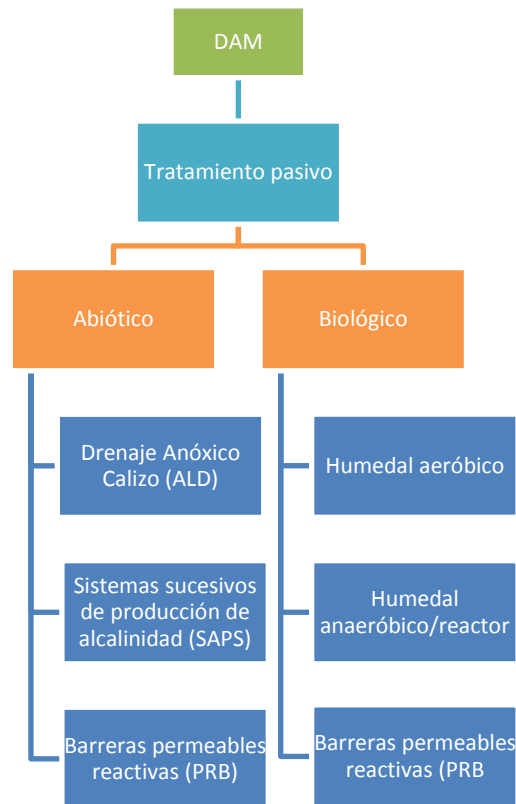


Figura 2-4 Diagrama de opciones de tratamiento de DAM (Newcombe, 2009)



## 2.4 Tratamientos pasivos

### 2.4.1 Humedales aerobios

En los humedales aerobios artificiales se pretende reproducir los fenómenos y procesos de los humedales naturales (pantanos, marismas, turberas, etc.), creando un ambiente propicio para el desarrollo de ciertas plantas (*Tipha*, *Equisetum*, carrizo, juncos, etc.), comunidades de organismos (algas, protozoos y bacterias) y musgos (*Sphagnum*), los cuales participan en la depuración del agua. Los humedales de este tipo ocupan una gran superficie y tienen una somera lámina de agua que inunda el substrato sobre el que se desarrolla la vegetación. El lento fluir del agua en el humedal permite alcanzar el tiempo de retención necesario para que tengan lugar los lentos procesos depuradores del agua.

En los sistemas aeróbicos (Figura 2.5) el uso de plantas acuáticas favorece el contacto entre el agua contaminada y el aire atmosférico ya que éstas liberan oxígeno por sus raíces y rizomas; para que la vegetación emergente actúe de este modo el espesor de la lámina de agua no debe superar los 30 cm (Skousen *et al.*, 1998). El substrato oxigenado del humedal propicia la formación de un hábitat para que se desarrollen ciertas colonias de bacterias que actúan como catalizadoras en la reacción de oxidación de los contaminantes presentes en el humedal, transformando en el caso del hierro el  $Fe^{2+}$  a  $Fe^{3+}$ , el cual finalmente precipita en forma de hidróxido. (López *et al.*, 2002).

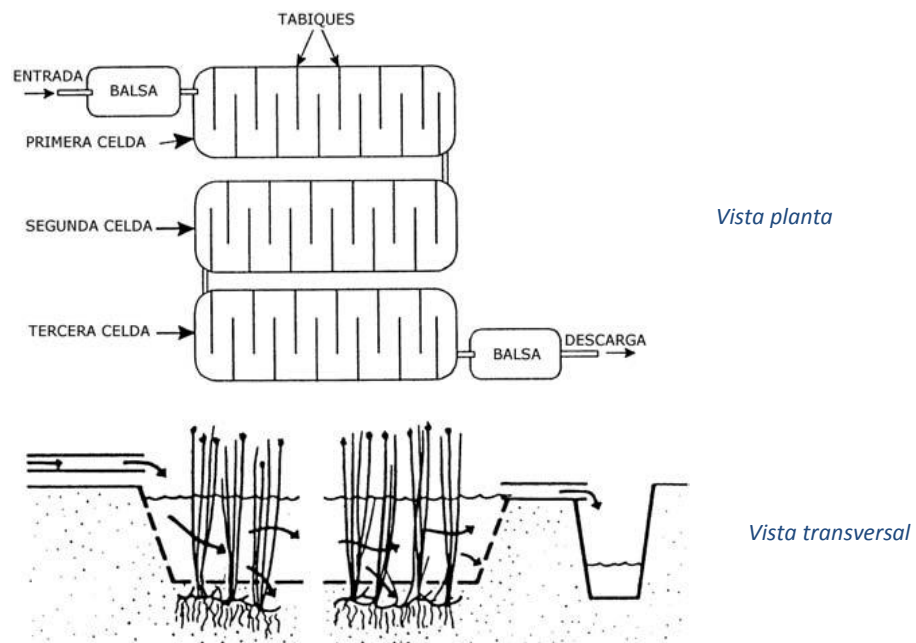


Figura 2-5 Disposición de las celdas en un humedal aerobio y circulación del agua en su interior (EPA, 2000).

#### 2.4.2 Humedales Anaerobios o balsas orgánicas

Son humedales que se caracterizan por inhibir el contacto del agua contaminada con el aire atmosférico, creando las condiciones anóxicas requeridas para reducir el  $\text{Fe}^{3+}$  a  $\text{Fe}^{2+}$ , y generar alcalinidad mediante procesos químicos o con intervención de los microorganismos.

En este tipo de humedales, el agua de mina fluye por gravedad y debido a la alcalinización de los bicarbonatos que se generan en el sistema a partir de la reducción anaerobia del sulfato y la disolución de la caliza ( $\text{CaCO}_3$ ), se incrementa el pH hasta niveles cercanos al neutro. Para evitar que se produzcan procesos aerobios que desencadenan a la generación de acidez metálica a través de la hidrólisis de algunos metales, se recurre al pre-tratamiento del agua ácida con caliza en condiciones atmosféricas (Aduvire, 2006).

La lámina de agua debe superar los 30 cm con la finalidad de favorecer las condiciones anóxicas requeridas para su correcto funcionamiento, la lámina de agua ha de superar los 30 cm. Esta lámina cubre un sustrato permeable de un espesor de 30 a 60 cm, formado mayoritariamente por material orgánico (70 a 90 % de estiércol, compost, turba, heno, aserrín, etc.), que esta entremezclado o bien dispuesto sobre una capa de caliza (Figura 2-6). La finalidad del sustrato orgánico es eliminar el oxígeno disuelto, reducir el  $\text{Fe}^{3+}$  a  $\text{Fe}^{2+}$ , y generar alcalinidad mediante procesos químicos o con intervención de microorganismos. Sobre el conjunto de este sustrato se desarrolla la vegetación emergente característica de los humedales, la cual ayuda a estabilizar el sustrato, además de aportar materia orgánica adicional (Aduvire, 2006).

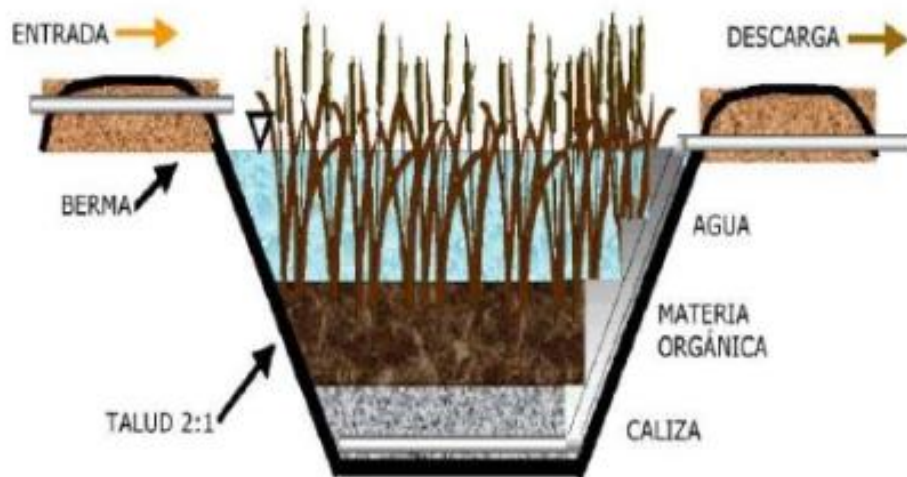


Figura 2-6 Disposición de las capas en humedal anaerobio (Aduvire, 2006).

### 2.4.3 Drenaje anóxico calizo (ALD)

Este sistema de tratamiento pasivo conocido por sus siglas en inglés como ALD –(Anoxic limestone drains) consiste en construir zanjas a cierta profundidad (1-2 metros) con el fin de mantener condiciones anóxicas). Las zanjas se rellenan con grava de caliza u otro material calcáreo, y se tapa con una capa de tierra arcillosa y/o una geomembrana impermeable. El drenaje ácido de mina se hace circular por el interior de la zanja (Figura 2-7) provocando la disolución de la caliza, lo que induce la alcalinidad ( $\text{HCO}_3^- + \text{OH}^-$ ) y eleva el pH del agua (Lottermoser, 2007; López *et al.*, 2002).

La disolución de la calcita es mayor a pH ácido y a altas presiones parciales de dióxido de carbono ( $\text{pCO}_2$ ). Ambos están correlacionados, el aumento de la  $\text{pCO}_2$  provoca el descenso del pH (Evangelou, 1998). Hedin y Watzlaf (1994b) determinan mediante cálculo la existencia de altas presiones parciales de  $\text{CO}_2$  en el interior de 21 dispositivos ALD, situándose entre 0,022 y 0,268 atmósferas, superior al valor medio de la  $\text{pCO}_2$  en la atmósfera (0,0035atm). El  $\text{CO}_2$  proviene de la disolución de la caliza, y el incremento de la  $\text{pCO}_2$  se debe al parcial encapsulamiento del sistema. El pH ácido que presenta el drenaje junto a estas elevadas presiones parciales de  $\text{CO}_2$  favorecen la disolución de la caliza, aportando una alcalinidad el sistema mayor que si funcionara en condiciones completamente abiertas (López *et al.*, 2002).

Debido a las condiciones anóxicas del sistema se evita la precipitación de óxidos e hidróxidos, y de este modo el recubrimiento de la grava caliza, manteniéndose su eficacia como fuente generadora de alcalinidad (Brown *et al.*, 2002; López *et al.*, 2002; Younger *et al.*, 2002; Lottermoser, 2007).

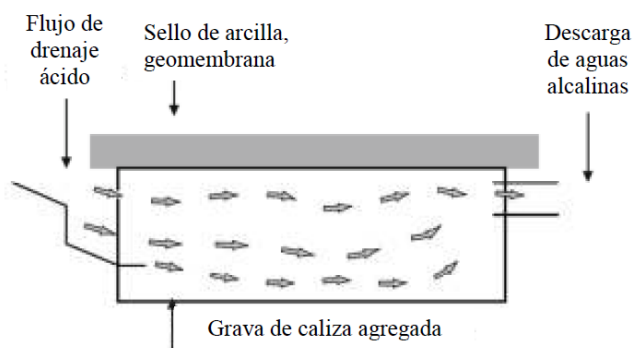


Figura 2-7 Esquema de la sección transversal de un sistema ALD (Lottermoser, 2007).

El objetivo de un sistema ALD es convertir aguas con acidez neta en aguas con exceso de alcalinidad. Por lo general el agua ácida tratada en un ALD pasa a continuación a una balsa de precipitación u otro sistema aerobio (Figura 2-8), lo que favorece la oxidación, hidrólisis, y precipitación de los oxihidróxidos metálicos. La alcalinidad adquirida en el ALD debe ser suficiente para contrarrestar la acidificación asociada a la hidrólisis que se genera en esta etapa del tratamiento (Fripp *et al.*, 2000)

Los sistemas ALD son apropiados para tratar drenajes ácidos de mina con escaso oxígeno disuelto ( $\text{OD} < 2 \text{ mg/l}$ ) y contenidos de  $\text{Fe}^{3+}$  y  $\text{Al}^{3+}$  inferiores a  $1 \text{ mg/l}$  (Hedin, 1997; Skousen *et al.*, 1998). Esas concentraciones límites para el oxígeno y el  $\text{Fe}^{3+}$  solo se encuentran en aguas provenientes de

minería subterránea ya que estas no han sido expuestas a un medio anaeróbico. La existencia de  $\text{Fe}^{3+}$  y  $\text{Al}^{3+}$  por encima de estos límites puede inutilizar el sistema por el recubrimiento de la grava caliza y por la disminución de la porosidad del sistema, a causa de que sus precipitados saturan el sistema y el flujo del DAM disminuya o se detenga (López *et al.*, 2002; Lottermoser, 2007).

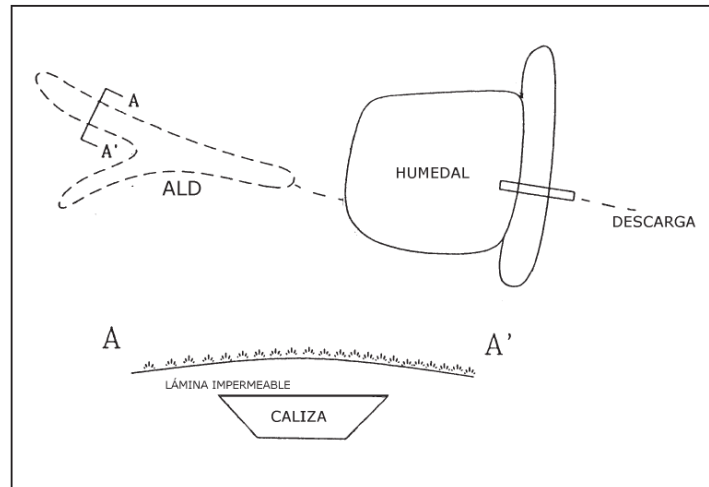


Figura 2-8 Tratamiento combinado compuesto por sistema ALD y humedal López *et al.* (2002).

Para reducir el potencial para la solubilización de precipitados, se deben realizar dragados periódicos de las zanjas de oxidación, sustitución del sustrato humedal para remover metales precipitados, y el entierro de los lodos producidos. El monitoreo puede ser necesario para garantizar la eficacia del sistema o para cumplir con las necesidades de investigación (Figura 2-9) (MEND, 1996).

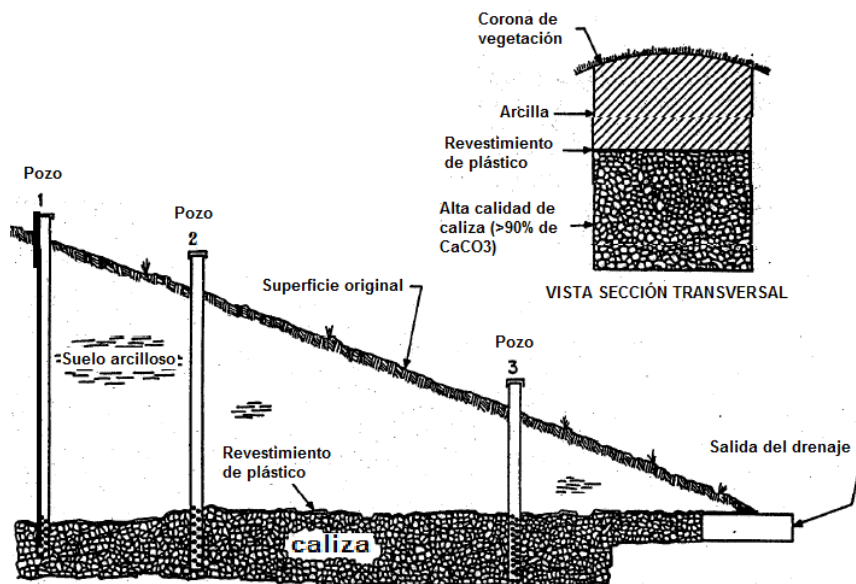


Figura 2-9 Sección transversal de un sistema ADL. Nota: Los pozos son para fines de monitoreo (Hedin *et al.*, 1994).

#### 2.4.4 Sistemas sucesivos de producción de alcalinidad (SAPS)

Successive Alkalinity Producing System (SAPS o humedal anaerobio de flujo vertical), se trata de una mezcla de humedal anaerobio y ADL con la ventaja de requerir menor área para su construcción, ya que en una misma balsa se realizan todas las fases de los sistemas tradicionales (reducción del sulfato, retención metálica e incremento de la alcalinidad). Para ello, el agua que entra por la parte superior, se embalsa para conseguir condiciones anóxicas en las capas inferiores y se la fuerza a que atraviese sucesivamente una capa orgánica y otra de caliza, para salir desde el piso a una balsa de precipitados. En la capa orgánica se producen las reacciones de sulfato-reducción (Oriol, 2004).

Un SAPS consiste en un estanque en cuyo interior se depositan dos substratos, uno de material alcalino y otro de compuestos orgánicos, que están inmersos en el influente a poca profundidad (entre 1 y 3 m) y que es drenado por la parte inferior mediante un conjunto de tubos (Figura.2-10). El substrato inferior es de caliza (0,5 a 1 m de espesor) y sirve para neutralizar el pH del influente. La capa superior es de material orgánico (0,1 a 0,5 m de espesor) y en ella se elimina el oxígeno disuelto del agua, se reduce el sulfato y se transforma el  $Fe^{3+}$  en  $Fe^{2+}$ , evitándose la precipitación del hidróxido de  $Fe^{3+}$  sobre la capa de caliza (Skousen *et al.*, 1998); (USEPA, 2000). Los SAPS se han diseñado para tratar aguas netamente ácidas con concentraciones de  $Fe^{3+}$  y  $Al^+$  superiores a 1 mg/l. Si el agua contiene mucho Al (algunas decenas de mg/l) el precipitado formado en la capa de caliza o tuberías de drenaje puede alterar el rendimiento del sistema (López *et al.*, 2002).

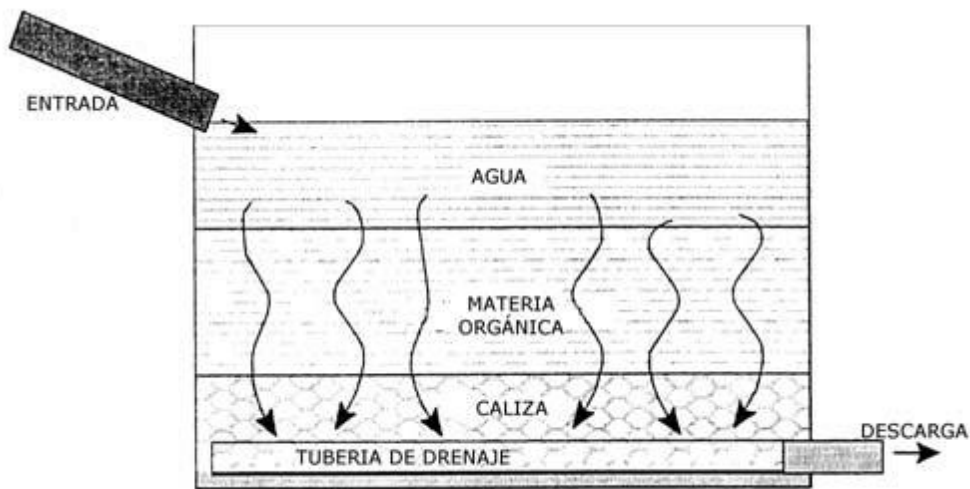


Figura 2-10 Esquema de la disposición de los substratos y dirección del flujo de agua en un SAPS (López *et al.*, 2002).

El dimensionamiento de un SAPS se puede realizar en función a la carga diaria de acidez y la eliminación teórica de la acidez equivalente de  $CaCO_3$  por metro cuadrado y día. Eliminación de acidez (eAc) = 30-50 g /m<sup>2</sup>.día. Superficie (m<sup>2</sup>) = (g acidez/día) / 30-50 g /m<sup>2</sup>.día; esto permite determinar la superficie del SAPS (Aduvire, 2006).

#### 2.4.5 Barreras reactivas permeables (PBR Permeable Reactive Barriers)

Cuando la manifestación de agua ácida de mina se presente como un flujo subterráneo, el dispositivo de tratamiento pasivo se configura como una pantalla permeable y reactiva dispuesta perpendicularmente a la dirección del flujo.

Una barrera reactiva permeable (Figura 2-11) es básicamente una barrera con permeabilidad suficiente que permite el paso del agua subterránea pero retiene el paso de los contaminantes (metales pesados, amonio, aniones como el fosfato y compuestos orgánicos), ya que los materiales reactivos de la barrera atrapan las sustancias químicas dañinas o las transforman en sustancias inofensivas. Esto se logra consiguiendo condiciones químicas que degraden o inmovilicen los compuestos más recalcitrantes, librando al agua subterránea de su carga contaminante. La mayor parte de los contaminantes orgánicos o metálicos, son estables en las condiciones químicas normales de los acuíferos (pH neutros, potencial redox ligeramente oxidante, salinidad baja y temperatura atmosférica promedio). Sin embargo, se degradan, en el caso de los orgánicos, o se forman complejos y precipitan en el caso de los metales, cuando el pH y el potencial redox cambian de forma importante. No existe una manera única de cambiar las condiciones químicas de un acuífero y deberá ser específica para cada caso, pero en general, se trata de emplazar una sustancia o combinación de ellas que actúe de reactor químico Oriol (2004).

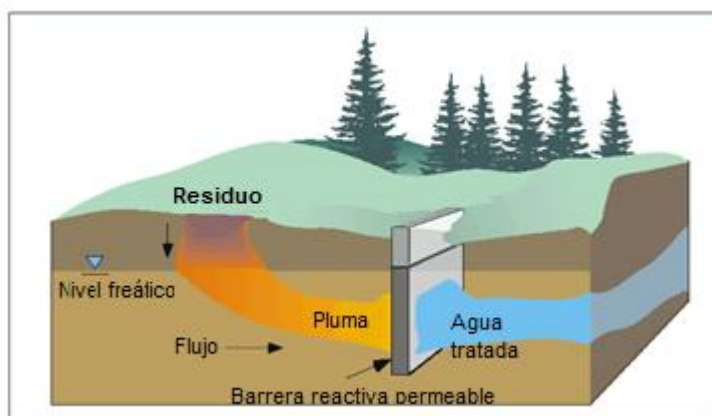


Figura 2-11 Barrera reactiva permeable. (Oriol, 2004)

#### 2.5 Aplicación de tratamiento de DAM en el mundo

En general los humedales aerobios pueden tratar aguas con alcalinidad neta, los drenajes anóxicos calizos tratan aguas con bajo contenido en Al,  $Fe^{3+}$  y oxígeno disuelto, y los humedales anaerobios (balsas orgánicas) y SAPS pueden tratar aguas con acidez neta y elevadas concentraciones de Al,  $Fe^{3+}$  y oxígeno disuelto.

Los drenajes de mina tipificados como netamente alcalinos se tratan directamente en un humedal aerobio al no ser necesario incrementar su alcalinidad. Las aguas netamente ácidas con oxígeno disuelto alto ( $>5$  mg/l) y contenido en  $Fe^{3+}$  y Al superiores a 1 mg/l se tratan directamente en una balsa orgánica o en un SAPS seguido de un humedal aerobio. Las aguas netamente ácidas con oxígeno disuelto por debajo de 2 mg/l, bajos contenidos de  $Fe^{3+}$  y Al ( $<1$  mg/l) y con cantidades de  $Fe^{3+}$  inferiores al 10% del hierro total, se tratan por dos etapas, la primera es en un drenaje anóxico calizo (ALD), seguido a continuación, en función de su acidez, de un humedal aerobio si ésta es baja ( $<300$  mg/l), o con una balsa orgánica si su acidez supera los 300 mg/l.

Cuando el contenido de oxígeno en el agua es bajo (2-5 mg/l), la concentración de  $\text{Fe}^{3+}$  es un 10-25% sobre el total, la acidez neta para  $\text{Fe}^{3+}$  y Mn es mayor a 150 mg/l, y un test con caliza predice agua netamente ácida, el drenaje puede ser tratado con un SAPS y un humedal aerobio, de lo contrario se trataría como en el párrafo anterior (ALD y humedal).

A manera de ejemplo y sólo como referencia se muestran algunas aplicaciones de los tratamientos pasivos anteriormente explicados, demostrando que en el mundo existen tratamientos pasivos del drenaje ácido generado en minas.

### **Humedales**

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

*Entre 1984 y 1993 el U. S. Bureau of Mines estudió 13 humedales destinados al tratamiento de drenajes ácidos de minas de carbón, alcanzándose eliminaciones superiores al 85% de los metales. En 1985 junto con la Tennessee Valley Authority construyeron 14 humedales para tratar drenajes ácidos procedentes de plantas mineras de carbón, consiguiendo incrementar el pH de 3,1 a 6,7 y una reducción para el Fe de 69 a 0,9 mg/l y para Mn de 9,3 a 1,8 mg/l (USEPA, 1996).*

*En el Reino Unido existen más de 14 humedales operando con sistemas de producción de alcalinidad, procesos aerobios y anaerobios, o una combinación de éstos. Están dedicados al tratamiento de aguas ácidas de minas de carbón, donde se ha llegado a eliminar más del 50% de Fe. En febrero de 1995 se construyó en Quaking Houses de Durham (Inglaterra) el primer humedal anaerobio de Europa, consiguiéndose reducir en un 70 % la acidez del agua (9,6 g/m<sup>2</sup> día) y en un 62 % su contenido en Fe (Younger, 1997 y 1998).*

*Wieder (1993) ha comparado el rendimiento de cinco humedales anaerobios con substratos diferentes, recibiendo el drenaje ácido de una mina de carbón de Greenville (Kentucky, EEUU). El drenaje presenta un pH<3 y contenidos de 119, 19 y 3.132 mg/l, de Fe, Mn y  $\text{SO}_4^{2-}$  respectivamente. El caudal medio tratado en los más de dos años de experimentación ha sido de unos 8.500 l/día. Los mejores rendimientos se han obtenido con los substratos de paja/estiércol y compost. La "eficiencia del tratamiento" para cada uno de ellos ha sido: 80 y 78% de Fe, 7 y 20% de Mn, 54 y 53% de Al, 15 y 11% de  $\text{SO}_4^{2-}$  y 53 y 67% de acidez. El rendimiento ha sido sensible a la temperatura, reduciéndose durante los meses más fríos. Al final del período ensayado ha disminuido la eficacia de los dos humedales, lo que parece estar relacionado con una disminución en su capacidad para contrarrestar la acidez entrante (López, 2002).*

### **Drenaje anóxico calizo (ALD)**

*Hedin et al. (1994a) estudian la eficacia de dos ALD en el tratamiento de efluentes de minería de carbón en los Apalaches (Estados Unidos). Estas aguas presentan un pH ligeramente ácido (4,6-5,6) con contenidos de  $\text{Fe}^{2+}$  (216-279 mg/l) y Mn (41-51 mg/l). En el ALD instalado en Howe Bridge, con un tiempo de tratamiento de 23 horas, se logra incrementar la alcalinidad en 128 mg/l de promedio ( $\text{CaCO}_3$  equivalente), el Ca en 52 mg/l, y el pH en 1,2 unidades, mientras que los contenidos de Fe, K, Mg, Mn, Na y  $\text{SO}_4^{2-}$ , iones no involucrados en el proceso de la disolución de la*

calcita, se mantienen casi sin variaciones. En el ALD construido en Morrison, para un tiempo medio de retención de 51 horas, la alcalinidad se incrementa en 248 mg/l y el Ca en 111 mg/l. En este caso observan disminuciones de K, Mg, y  $SO_4^{2-}$ , que atribuyen a diluciones dentro del ALD con aguas no contaminadas, al ser estos elementos conservativos en el ambiente interno del ALD. Sin embargo la disminución del Fe alcanza el 30%, superior al 17% que muestran los otros iones, señalando que además de la dilución, el hierro está afectado por algún proceso de retención dentro del sistema. A pesar de la precipitación de algún mineral de Fe dentro del sistema, probablemente siderita al ser muy bajo el oxígeno disuelto (<1mg/l) como para formar oxihidróxidos, no afectó al rendimiento del ALD. (López, 2002).

### Sistemas sucesivos de producción de alcalinidad (SAPS)

En abril de 1998 se construyó el primer SAPS en Pelenna (Gales), en el que se logró eliminar entre un 72-99 % de Fe (Tabla 2-4) con un tiempo de retención del agua en el sistema de 14 horas. (López, 2002).

Tabla 2-4 Datos de rendimiento iniciales. Sistema Pelenna Fase III (Younger, 2002).

	Disuelto Fe (mg/l)	Total Fe (mg/l)	pH	Remoción %Fe
Whitworth A- Influyente	81.7	81.7	5.95	--
Whitworth A- Efluente	0.091	0.162	7.17	99.8
Whitworth B- Influyente	5.38	5.38	6.36	--
Whitworth B- Efluente	0.108	1.46	6.62	72.9
Gwenffrwd- Influyente	12.9	13.1	5.04	--
Gwenffrwd- Efluente	0.213	0.938	7.21	92.8

### Barrera Permeable Reactiva

El 25 de abril de 1998 se produjo la rotura y desprendimiento de unos 50 m de la presa de jales que albergaba los residuos de la mina de pirita explotada por la empresa Boliden-Arpsa, S.L. en la localidad sevillana de Aznalcollar, (Figura 2-12).

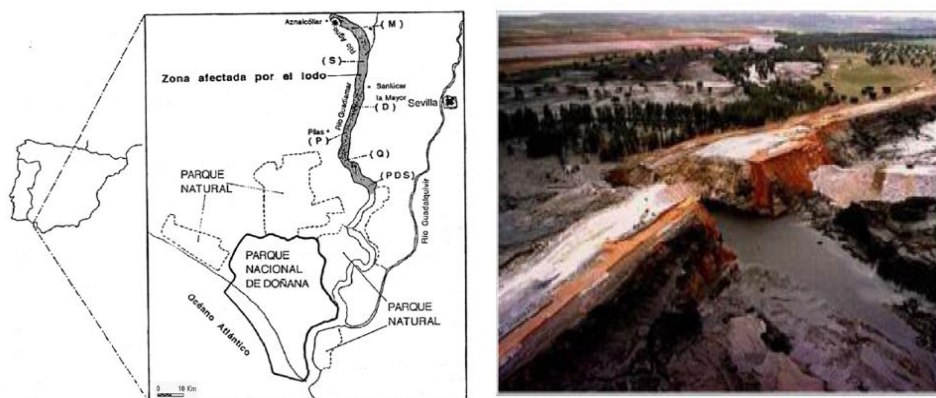


Figura 2-12 Zona afectada directamente por los jales derramados debido al rompimiento de la presa de jales, operada por la empresa Boliden-Arpsa en Aznalcollar (Simon et al., 1998).

El yacimiento pertenece a la Faja Pirítica Ibérica, caracterizado por sulfuros metálicos, principalmente pirita (83.1%), esfalerita (5.4%), galena (2.1%), calcopirita (1.4%) y arsenopirita (0.9%), (Almodovar et al., 1998). El residuo consistía mayoritariamente de pirita (85.90%), con cantidades menores de otros sulfuros. La composición final del estéril contenía: 0.8-1.1% de Pb;



0.4-0.8% de Zn; 0.2-0.5% de As y 0.1-0.2% de Cu. Debido a la ruptura se vertieron aproximadamente 6 hm<sup>3</sup> de lodos y aguas acidas con pH en torno a 5.5 y una alta concentración de metales en disolución a las cuencas de los ríos Agrío y Guadiamar, el lodo de la riada toxica se extendió a lo largo de 40 km aproximadamente (Arenas *et al.*, 2001).

La medida para controlar los daños durante los primeros días fue construir un muro de contención a poco más unos 50 km de la mina de Aznalcollar, para detener la circulación de las aguas tóxicas, zona conocida como "Entremuros". El total de la zona afectada fue de una longitud de 62 km y 500 m de anchura media, 4630 ha aproximadamente, de esto 293 ha corresponden al cauce fluvial y el resto se dedicaba a diversos usos: 1225 ha de eucaliptales, 1193 ha de cereales y oleaginosas, 985 ha de pastizales, 542 ha de arrozales, 485 ha son zonas palustres inundadas, 304 ha de frutales y olivares, 220 ha de algodón, 78 ha de vegetación de ribera, 77 ha de graveras, 52 ha de dehesa clara y 43 ha de cultivos hortícolas. La rápida construcción del muro impidió que el accidente afectara de forma considerable al Parque Nacional de Doñana; no obstante, dada su importancia ecológica (Patrimonio de la Humanidad desde 1994) terminó por dar nombre a este accidente, que es conocido como "El Desastre Ecologico de Doñana" (Simon *et al.*, 1998).

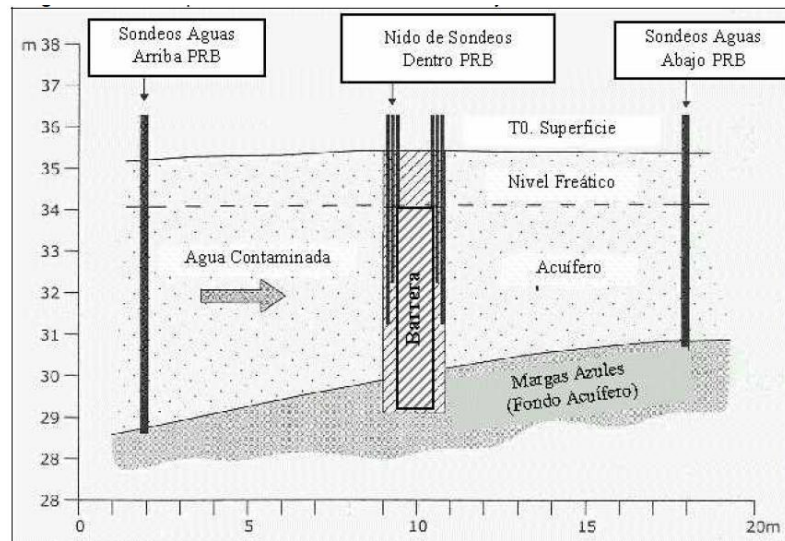


Figura 2-13 Corte esquemático de una sección de la BPR y ubicación de sondeos de control (Bolzicco, 2002).

El río Agrío y su acuífero aluvial fueron los que soportaron las peores consecuencias y aún en la actualidad hay indicios de contaminación por aguas ácidas con metales (Zn, Cu, Al). Las medidas correctoras para el acuífero se centraron en la construcción de una barrera permeable reactiva (Figura 2-13) experimental, con la finalidad de filtrar las aguas del acuífero elevando su pH y reteniendo los metales pesados a través de procesos de coprecipitación y sulfato-reducción. La barrera construida está constituida por tres módulos de 30 m de largo por 1.4 m de grosor, ocupando todo el espesor saturado del acuífero y con proporciones variables de caliza, composta y hierro. Los tiempos de residencia son del orden de 2 días. Dentro de la barrera el pH es neutro, debido sobre todo a la disolución de la calcita. Los metales son coprecipitados como oxihidróxidos, y probablemente también adsorbidos en la superficie de la materia orgánica. Aguas abajo el porcentaje de remoción de metales es irregular, alcanzándose porcentajes de 60-90% para el Zn y el Cu, y tasas de remoción de acidez y de Al entre 50-90% (Bolzicco *et al.*, 2002).

### 3 Descripción del sitio de estudio

#### 3.1 Generalidades de la Mina Tizapa

##### 3.1.1 Ubicación

La mina de Tizapa está localizada en la porción sur-poniente del Estado de México, a 67 km al SW en línea recta de la ciudad de Toluca de Lerdo y a 4 km al SE de San Juan Zacazonapan; se localiza entre las coordenadas geográficas 100° 10' a 100° 15' de longitud oeste y 19° 00' a 19° 05' de latitud norte. La altura promedio en la mesa de Tizapa es de 1,360 m.s.n.m. y de 1,225 m.s.n.m. en el área del Socavón Zacazonapan.

Para llegar a Tizapa la mejor ruta es la carretera 130 de Toluca a Temascaltepec, antes de llegar tomar el entronque a Zacazonapan, hasta el entronque de la gasolinera ubicada en Zacazonapan y transitar 6 km para arribar a unidad Tizapa (Figura 3-1).

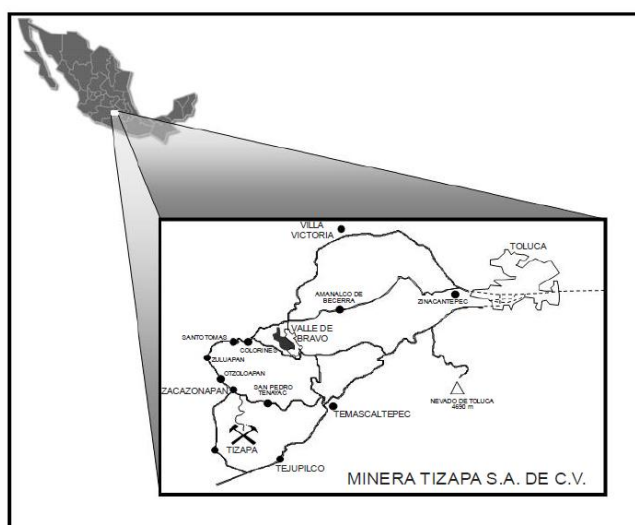


Figura 3-1 Plano de localización. SERVICIOS ADMINISTRATIVOS PEÑALES, S. A. DE C. V. (2011)

##### 3.1.2 Clima

El clima predominante es el cálido, sub-húmedo con humedad moderada. La temperatura media anual es de 23°C, la máxima anual de 31°C y la mínima anual de 15°C. La precipitación es de 1,800 mm/año, presentándose vientos en mayo y esporádicamente en agosto y septiembre. La evaporación potencial es del orden de 900 mm/año.

##### 3.1.3 Orografía

El municipio de Zacazonapan, donde se ubica la Unidad Minera Tizapa, pertenece a la provincia fisiográfica de la Sierra Madre del Sur y a la sub-provincia Depresión del Balsas, como ejemplos notables de orografía se tienen los cerros de La Pila, Sombrero, Pelón, entre otros. Además, al norte del municipio se localizan elevaciones importantes como El Xomil, Peña Colorada, Peñas del Fraile y parte de la cuesta.

### 3.1.4 Hidrología

Hidrológicamente el área corresponde a la Región Hidrológica RH 18, Río Balsas, a la Cuenca del Río Cutzamala (18G) y la Subcuenca del Río Temascaltepec. Localmente se trata de un sistema de cañadas del Arroyo “El Ahogado”, tributario del Río Temascaltepec, que es el más importante por su caudal permanente.

La hidrografía de Zacazonapan se complementa con una serie de manantiales, bordos y represas distribuidos en el territorio municipal, cuyo uso se destina para el abrevadero de ganado, uso doméstico y para irrigar pequeñas superficies.

### 3.1.5 Geología

#### Geología local

La base de la secuencia estratigráfica de la zona de estudio corresponde a las rocas metamórficas del Jurásico, constituidas por esquistos, gneises y filitas gráficas (Figura 3-2).

Sobre las rocas metamórficas del jurásico yacen rocas del Cretácico constituidas por rocas con cierto grado de metamorfismo. Derrames basálticos (QhOb) y brechas basálticas (QhObvb), conforman la mesa de Tizapa. Estos derrames rellenaron una antigua depresión formada en el metamórfico, alineada oeste-este, su mejor expresión como afloramiento se tiene en los cortes acantilados de hasta 70 metros en ambos márgenes del arroyo del Ahogado, se han logrado identificar dos coladas separadas por una brecha volcánica (COREMI, 1996)

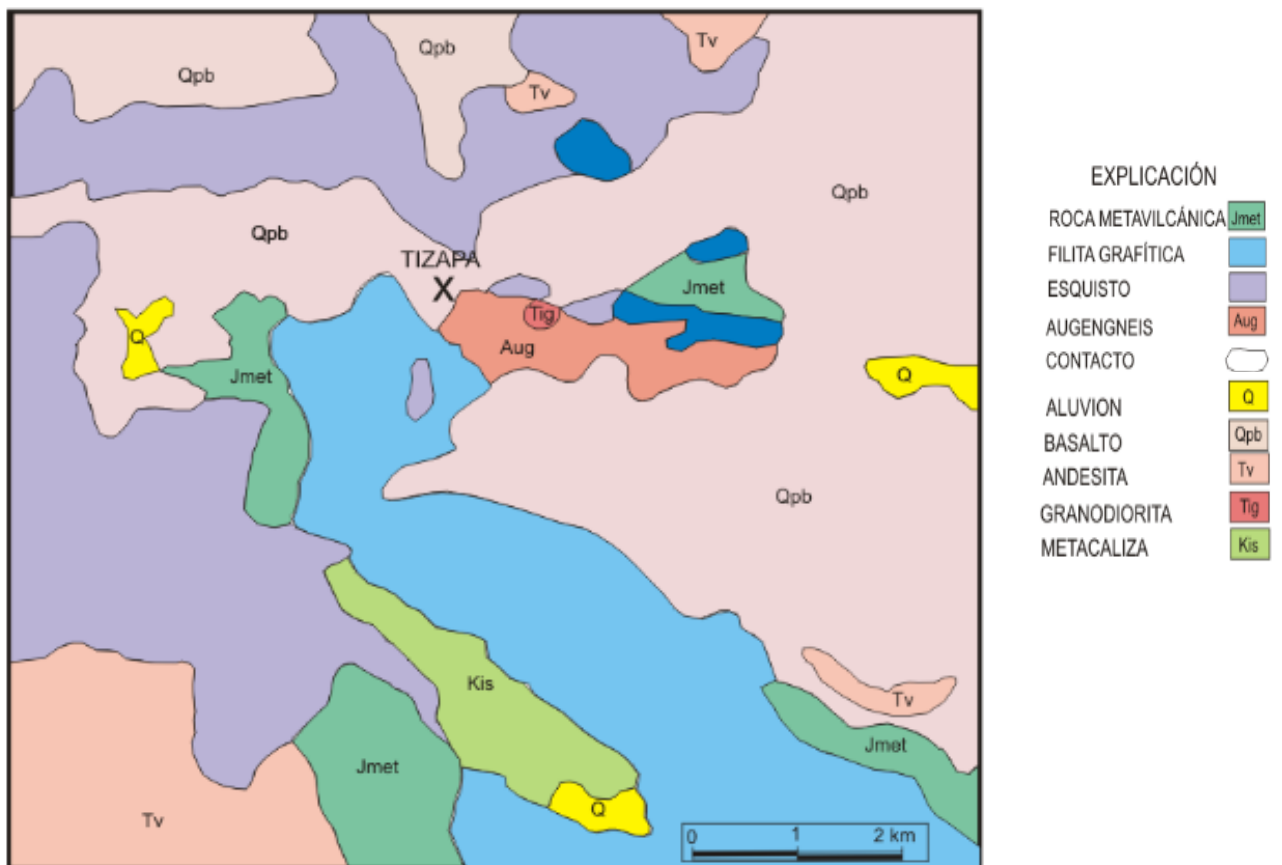


Figura 3-2 Mapa geológico de la región COREMI (1996).

### Yacimiento mineral

En el municipio de Zacazonapan, en el yacimiento de Tizapa, la roca encajonante es una secuencia vulcanosedimentaria con metamorfismo de facies de esquisto verde, constituida por filita grafitica con intercalaciones complejas de esquistos de clorita y moscovita y pizarra carbonosa. La edad de esta secuencia se considera del Triásico Tardío-Jurásico Temprano o del Cretácico Temprano (Elías *et al.*, 2000).

Las dimensiones de los cuerpos mineralizados en este yacimiento, tanto en espesor como en extensión, son variables. Se extienden en un área de aproximadamente 500 m de este a oeste y 400 m de norte a sur, aunque existen grandes posibilidades de que su extensión sea mayor. Asociados a estos cuerpos es posible encontrar también zonas relativamente extensas con diseminación de sulfuros. Megascópicamente, es común observar pequeñas bandas de color gris oscuro y amarillento que representan, principalmente, una zonación de esfalerita y pirita-calcopirita, respectivamente. Tizapa es en la actualidad, por sus leyes y reservas, el yacimiento vulcanogénico polimetálico más importante del Estado, y uno de los más significativos del país. Las numerosas capas de sulfuros se consideran resultado del plegamiento y cabalgamiento de una sola capa original, depositada sobre rocas andesíticas a dacíticas, según análisis de elementos inmóviles, las que dieron origen por alteración hidrotermal y metamorfismo a los actuales esquistos de sericita y biotita, y cubiertas por lutitas carbonosas, transformadas a esquistos grafiticos.

Como depósito característico de esta zona, se tiene al conocido como Tizapa, está constituido por tres cuerpos estratiformes de sulfuros masivos de forma lenticular, concordante con la foliación de la roca huésped. El yacimiento se formó a partir de la exhalación de fluidos hidrotermales por debajo del piso marino. Estos fluidos viajaron a través de fracturas transportando sulfuros ricos en Fe, Zn, Pb, Cu, As y sulfosales de Ag.

### Mineralogía.

El sulfuro más abundante en los mantos es la pirita que se presenta como un mosaico fracturado en cuyos intersticios están emplazados otros sulfuros, intercrecida con la esfalerita, exhibe reemplazamiento con parte de arsenopirita. El 78% de los sulfuros masivos es pirita.

La esfalerita es el segundo mineral de sulfuro en abundancia, presentándose en cristales anhedrales diseminados en conjunto con pirita euedral, cristales anhedrales formando una matriz y alojando cristales de pirita, exhibe reemplazamiento de galena, tetrahedrita-freibergita y como inclusiones globulares en la pirita. La esfalerita presenta contactos irregulares con la galena y reemplaza parcialmente a la pirita. El 12% de los sulfuros es esfalerita.

La galena es la mena principal de plomo, se presenta como cristales anhedrales ocupando los intersticios, intercrecida mutuamente con la esfalerita y en ocasiones reemplazando a la calcopirita y también como inclusiones globulares en la pirita. El 2.1% de los sulfuros es galena.

La calcopirita es el sulfuro que se presenta en menor cantidad de los sulfuros hasta ahora mencionados, presentándose como cristales anhedrales, ocupando los intersticios en los cristales de pirita y reemplazando a la pirita.

Los principales minerales de ganga son: cuarzo, sericita, muscovita, clorita, biotita, grafito, calcita, rutilo, turmalina y arsenopirita.

### 3.1.6 Operación mina y beneficio

Minera Tizapa forma parte de un grupo de yacimientos de sulfuros masivos polimetálicos en forma de cuerpos lenticulares de origen vulcanogénico. La mineralización consiste en pirita de grano fino con bandas y disseminaciones de esfalerita, galena, arsenopirita y calcopirita. Los cuerpos mineralizados se encuentran con echados de 30 a 40 grados y en algunos sitios, por fallamiento, se presentan en posición horizontal o vertical. La longitud promedio se extiende dentro de un área de aproximadamente 1200 m, de Este a Oeste y aproximadamente 1000 m de Norte a Sur y tiene un espesor promedio que va desde unos centímetros hasta 25m, sus longitudes son variables debido al comportamiento lenticular de los cuerpos, la densidad del sulfuro masivo es en promedio  $4.16 \text{ g/cm}^3$  y la roca encajonante al alto es filita grafitica de  $2.66 \text{ g/cm}^3$  de densidad, que se altera rápidamente a los cambios de temperatura y humedad comunes en el interior de la mina, este material al absorber la humedad se expande y genera caídos de roca, por lo que es importante mantener la temperatura en las obras. Al bajo tenemos una tenue capa de esquistos sericita deleznable al tacto y un gran paquete de esquistos de clorita, con densidad de  $3.2 \text{ g/cm}^3$ , este contacto presenta en su mayoría escurrimientos de agua.

El sistema de explotación utilizado en Minera Tizapa es el de cuartos y pilares con relleno ahogado y seco, para rebajes grandes y en los rebajes delgados se utiliza corte y relleno; con cargado al alto y anclaje sistemático. El mineral se extrae con camiones a través de una rampa hasta la planta de beneficio.

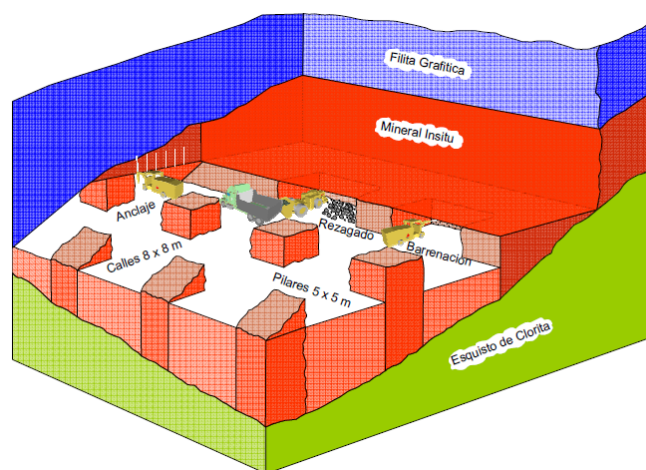


Figura 3-3 Sistema de explotación. (SERVICIOS ADMINISTRATIVOS PEÑÓLES, S. A. DE C. V., 2011).

En Minera Tizapa, se procesan actualmente 1800 tpd, con minerales de zinc, plomo y cobre, los cuales son sus principales productos y otros subproductos como minerales de Oro y Plata.

El mineral proveniente de la mina, está compuesto del 73.7% en peso de pirita, 11% de esfalerita, 10.5% de silicatos y la galena, calcopirita y carbonatos se encuentran generalmente a porcentajes menores del 1%.

El mineral pasa por un proceso de beneficio que consiste en trituración, molienda, flotación, espesamiento y filtrado; el volumen total de agua que resulta de este proceso ( $2.7 \text{ m}^3/\text{t}$  molida).se envía a la presa de jales.

### 3.2 Potencial de generación de DAM en la mina Tizapa

En un estudio previo realizado por Gatica y Santos (2003) destacan que la Mineralogía de Tizapa cuenta con todas las características de ser generadora de drenaje ácido, también se hizo una caracterización preliminar del DAM y de los tipos de roca asociadas al yacimiento (filita y esquisto) para saber si éstas cuentan con capacidad de neutralizar la acidez de la mina, llegando a la conclusión de que las muestras analizadas tienen cierta capacidad de elevar el pH.

En la siguiente tabla 4-1 se muestra la caracterización que se realizó de seis muestras de agua de la mina, donde las primeras cuatro son muestras de agua ácida y las dos restantes son básicas. Se puede observar que las concentraciones de arsénico (As), donde las muestras 2 y 3, sobrepasan la concentración máxima permisible para sustancias peligrosas. Para las concentraciones de cadmio (Cd), las muestras 1, 2, 3 y 4, sobrepasan la concentración máxima permisible para sustancias peligrosas. En el caso del cobre las muestras 1 y 2 presentan concentraciones altas. En el caso del hierro las muestras de agua 1, 2, 3 y 4 contienen grandes concentraciones de hierro en cambio las muestras básicas 5 y 6 contienen concentraciones muy bajas. Se observan las muestras de aguas con pH ácido por debajo de 4 (muestras 1, 2, 3 y 4) además de altas concentraciones de sulfatos

Muestra	Clave	Medición Plasma								
		pH	Conductividad eléctrica	Sulfatos [g/l SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> ]	Concentración muestra [mg/l]					
					As	Cd	Cu	Fe	Pb	Zn
1	MA-1A	2.4	12.20	11.62	0.04	10.83	34.57	287	0.2	404.7
2	MA-1B	2.1	14.70	12.21	9.64	24.84	280.9	233	0.6	297.7
3	MA-2A	3.3	9.60	12.08	14.34	7.53	0.09	227	0.9	281.6
4	MA-2B	3.4	5.60	7.87	0.61	1.09	0.73	179	1.009	195.4
5	MA-3A	7.7	2.00	0.58	0.03	0.003	0.01	0.1	0.009	0.587
6	MA-3B	7.4	5.20	0.88	0.14	0.006	0.02	1.3	0.09	0.619

Tabla 3-1 Resultados de los análisis realizados a muestras de agua interior mina. (Gatica y Santos, 2003).

En la tabla 3-2 se muestran los resultados de la prueba para medir el poder de neutralización, se realiza fijando tres muestras de agua con diferentes pH (ácido, neutro y básico), después a cada una de estas muestras se toman dos muestras de 50 ml; a cada una de las tres muestras de agua con diferentes pH (ácido, neutro y básico), se agrega en la primera 0.5 g de esquisto y a la segunda 0.5 g de filita gráfita, después se realiza una agitación constante durante 30 minutos, al terminar este tiempo se mide el pH de la solución y se observa si las muestras de esquistos y filita gráfita cuentan con poder de neutralización.

Tabla 3-2 Poder de neutralización. Informe interno Gatica y Santos (2003)

Poder de Neutralización			
Vaso	Agua	Muestra (Esquisto)	Muestra (Filita Grafítica)
	PH	PH	PH
<b>1</b>	2.90	9.82	8.45
<b>2</b>	6.70	9.84	8.90
<b>3</b>	9.19	9.95	9.01

Este estudio previo sólo llegó a obtener una caracterización preliminar del DAM y de las rocas presentes en la mina (filita y esquisto); además se hicieron algunas pruebas para determinar características ácido-base de las rocas ya que no se contaba en México con las normas que definen la metodología para determinar el poder de neutralización.

### 3.3 Manejo del DAM en mina Tizapa

El manejo del DAM se realiza controlando la acidez del drenaje ácido. La planta para el control de acidez se localiza dentro de la mina en el nivel 1040 en la rampa sur. Está compuesta por dos cárcamos en donde se recolecta el agua proveniente de la rampa sur, así como de una pileta en la cual se realiza la mezcla de carbonato de sodio con agua para neutralizar el drenaje ácido y mediante un potenciómetro se corrobora que el agua tenga un pH mayor a 5 para enviarlo a la planta de bombeo en el nivel 989 y que se pueda mezclar con el agua proveniente de niveles inferiores hasta superficie.

La forma en que se realiza el control de la acidez es el siguiente (Figura 3-8):

El agua acidificada se recolecta mediante las acequias sobre la rampa sur, la cual se conduce a través de una tubería conectada a una pileta localizada sobre esta rampa. Las dimensiones que tiene la pileta son las siguientes: (6.77 m \* 1.5 m \* .45 m) con capacidad de 3.8 m<sup>3</sup> (Figura 3-6).

La solución ya mezclada se bombea hacia la pileta que se localiza en la rampa sur y se vierte la mezcla sobre esta mediante una manguera. De manera simultánea el agua que está en la pileta sale mediante la tubería de 15.2mm (6") de diámetro para ser bombeada hacia los cárcamos en donde se produce la sedimentación de las partículas suspendidas y se recolecta el agua. Se dispone de dos cárcamos de manera indistinta. El agua ya mezclada con la solución carbonatada cae de los cárcamos hacia una de las acequias permitiendo que el agua continúe su cauce por la rampa sur hasta llegar al nivel 989 en donde está la planta de bombeo. En este punto el agua ya tratada se junta con el agua proveniente de niveles inferiores y se envía a superficie. El pH del agua se mide con un potenciómetro que está dentro de la planta de tratamiento y se procura que este sea mayor a 5 para considerarlo apto para su evacuación.

Durante las visitas que se realizaron a la mina, se pudo ver que la capacidad de almacenamiento de la pileta sobre la rampa sur es insuficiente para la cantidad de drenaje ácido generado, lo cual se puede constatar cuando se desborda sobre la rampa sur y continua su cauce por la misma sin haberse tratado Figura (3-7).



Figura 3-7 Pileta con derrame



Figura 3-6 Pileta de captación del DAM

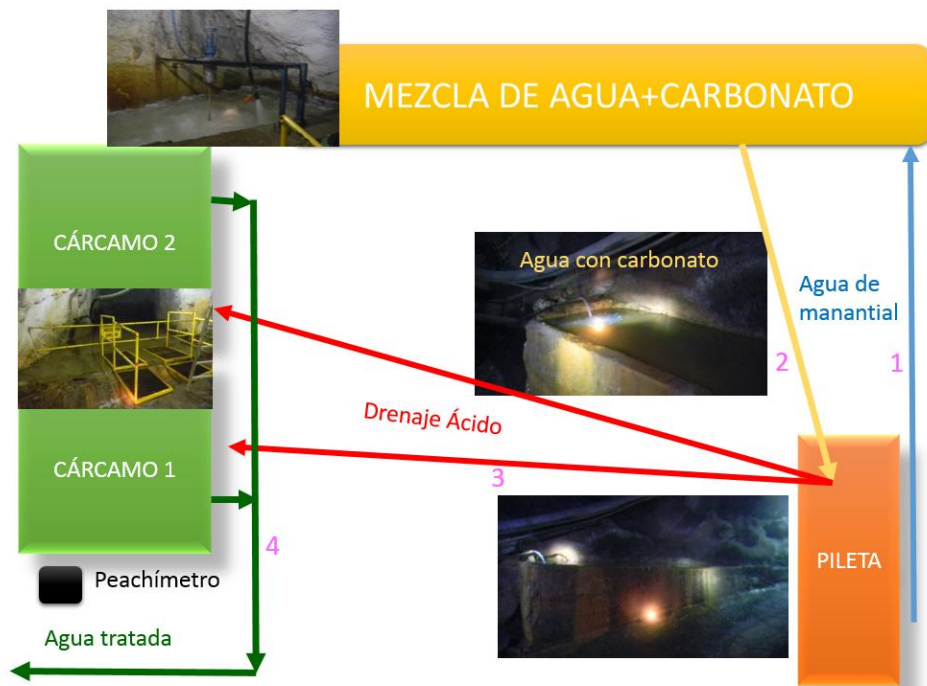


Figura 3-8 Esquema del tratamiento de DAM

En conclusión un tratamiento pasivo del DAM es una mejor opción que elimina el bombeo, sobre todo en la etapa de mina abandonada o cerrada, cuando ya no existe responsable de la operación un bombeo de DAM para un mina abandonada o cerrada es prácticamente impensable ya que es caro, nada productivo y además representa un pasivo ambiental, por lo que pensar en un tratamiento pasivo es la mejor opción para controlar y resolver este problema.



## 4 Metodología

### 4.1 Descripción de la mina

Para ubicar las zonas en donde se encuentran los escurrimientos neutros y los ácidos, se realizaron varios recorridos por la mina, la cual cuenta con dos accesos principales: Rampa Gemela y Rampa Sur. La Rampa Sur es usada como acceso para el personal y los camiones de acarreo, mientras que la Rampa Gemela (Figura 4-1) es usada para la salida de estos. Ambas rampas se encuentran zarpeadas con concreto por cuestiones de seguridad y están acondicionadas con acequias a un costado de las rampas para la canalización del agua.

El recorrido se inició en Rampa Sur, se encuentra localizada en las coordenadas UTM 370511 N y 2105229 O, donde se identificaron distintos rebajes antiguos que han sido ahogados con material estéril y que debido a que la implementación del concreto como medio para evitar la intemperización no se dio a la par con la apertura de estos rebajes, la roca constituida principalmente por pirita ha quedado expuesta a los diversos factores ambientales (humedad, aire, entre otros). Estos rebajes fueron los primeros sitios de explotación y presentan escurrimientos de agua con tonalidades que van desde transparentes pasando por amarillos y rojizos en algunos casos de color ocre, colores característicos del drenaje ácido.

Rampa Gemela se encuentra localizada en las coordenadas UTM 0370513 N y 2105235 E, cuenta con casi todas sus obras zarpeadas, por lo que el sulfuro no ha quedado expuesto a las condiciones ambientales y se puede ver que los escurrimientos en estos rebajes son incoloros. De igual manera, los rebajes en los primeros niveles se encuentran ahogados con material estéril y en algunos casos tienen muros de contención por los que desborda el agua hasta incorporarse hacia la acequia principal. El drenaje de esta rampa continúa su cauce por la acequia hasta que se incorpora a la rampa cocodrilos y finalmente se junta en un cruceo que comunica esta rampa con la rampa sur, por lo que el agua de la rampa gemela se mezcla con el agua de la rampa sur, cambiando de esta forma las propiedades de ambos flujos.



*Figura 4-1 Acceso "Rampa Gemela"*

### 4.2 Medición de pH del agua in-situ

En la primera visita se realizó una medición de pH con papel indicador, con lo que se determinó la presencia de dos tipos de agua (ácida y neutra), en la segunda visita ya se utilizó el potenciómetro

para verificar los datos obtenidos. La medición del pH se realizó en dos recorridos por los accesos principales (Rampa Gemela y Rampa Sur).

#### 4.2.1 pH en aguas neutras

En los puntos de escurrimientos localizados sobre la Rampa Gemela se realizó la medición con potenciómetro marca pH100., además de observar que existen zonas con mayor infiltración de agua que otras, aunque la infiltración en la mayoría de los puntos no es abundante, es más bien incipiente.

#### 4.2.2 pH en escurrimientos de DAM

Después de que se identificaron los escurrimientos ubicados en la Rampa Sur se les asignó una clave para su identificación en este proyecto; donde DA significa Drenaje Ácido, seguido de un número que la diferencia, se realizó la medición del pH con el potenciómetro marca pH100.

### 4.3 Muestreo de roca y drenaje ácido

#### 4.3.1 Muestreo de roca

El procedimiento para la toma de las muestras de roca se realizó en dos etapas. En la primera etapa el muestreo de roca fue dentro de la mina (Figura 4-2) que consistió en seleccionar rebajes en los cuales la roca encajonante fuera filita grafitica y esquisto de cuarzo. Por cada rebaje seleccionado se tomó un promedio de 15 kilos de roca que se depositaron en bolsas de plástico por separado y previamente identificadas. El muestreo fue a juicio de experto, ya que se tomó muestra tanto de las tablas del rebaje como de la frente de trabajo, esto con el objeto de tomar material fresco y oxidado. Las muestras de esquisto fueron tomadas de los siguientes rebajes: Acceso 11 Rebaje 1000 por cargadero 15 E-11, Acceso 4 del Rebaje 1000 en crucero, Rebaje 925 por cargadero 10. Las muestras de filita fueron tomadas del crucero de barrenación que se encuentra en el Nivel 800.

La segunda etapa de muestreo fue fuera de la mina, (Figura 4-3 ) también fue un muestreo a juicio de experto y este consistió en tomar muestras de mano, aproximadamente de 15 – 20 cm, de la roca aflorada y colocarla en bolsas de plástico por separado y previamente identificadas. Se obtuvo un total de 20 kilos de roca caliza. Se tomaron en total siete muestras de rocas de diferentes lugares (tres de esquisto, tres de filita grafitica y uno del afloramiento de caliza). Por último las muestras de metacaliza fueron tomadas del afloramiento que se encuentra en superficie con las siguientes coordenadas UTM 368945 N y 2104897 E.



Figura 4-3 Muestreo de los rebajes



Figura 4-2 Muestreo del afloramiento

De estas muestras parte se conservará en un tamaño suficiente para hacer análisis petrográfico; otra parte será triturada y molida para determinar parámetros generales como pH y CE.

#### 4.3.2 Muestreo de DAM

El muestreo del agua se realizó en dos etapas; la primera consistió en tomar agua ácida de algunos de los sitios donde se había encontrado presencia de drenaje ácido de mina. El muestro del agua ácida fue intermitente, ya que se dejaba transcurrir tiempo (aproximadamente 10 segundos) para el llenado completo de los garrafones, el tamaño de los garrafones era de 20 litros (Figura 4-4 y Figura 4-5).

En la segunda etapa se muestrearon escurrimientos de agua neutra. Para tener una referencia de la calidad del agua natural en la zona, se tomaron 4 muestras de agua neutra; dos de ellas tomadas en el interior de la mina, una tomada en el arroyo “El ahogado” que pasa cerca de la unidad y una más en el manantial que abastece a la mina para sus servicios operativos.



Figura 4-4 Muestreo DAM



Figura 4-5 Muestreo DA-6

#### 4.4 Caracterización del DAM

Es importante reconocer que la acidez y el pH bajo no son factores críticos en la definición de “drenaje contaminado”. Más bien, la preocupación fundamental la constituyen los elevados niveles de metales disueltos. Por ejemplo, el agua de drenaje que proviene de la oxidación de minerales sulfurosos de una roca que aloja carbonatos puede ser casi neutra, pero puede contener niveles elevados de metales solubles en pH neutro a alcalino, tal como el zinc. (Guía Ambiental para el Manejo de Drenaje Ácido de Minas, 1994)).

Por lo anterior es necesario analizar la calidad del agua que tenemos en mina, incluyendo también las concentraciones de metales pesados y metaloides (MM) contenidos en forma soluble en el DAM, y se deberán analizar Ag, As, Cd, Pb, Cu, Zn, Fe y Al, ya que estos metales son los que se encuentran generalmente presentes en el DAM. Los análisis de las concentraciones de MM se realizaron por espectroscopia de emisión atómica acoplada a plasma por inducción (ICP-AES) ya que el método ICP es conveniente para todas las concentraciones incluyendo niveles de ultra trazas a mayores componentes; además se determinó la concentración de iones mayores Ca, Na, K, Mg, Cl, y  $SO_4$  por cromatografía de iones debido a que es una técnica analítica de separación

cualitativa, rápida, económica, sensitiva y confiable para la determinación de aniones. Y HCO<sub>3</sub> por titulación. La calidad de los resultados de los análisis químicos se controlará a través de análisis de muestras duplicadas, utilizando estándares de referencia y el uso de blancos, con el objetivo de tener valores más confiables.

Se analizaron cinco muestras líquidas cuatro de drenaje ácido Tizapa y una de agua neutra, su clave de procedencia es DAT 1, DAT2, DAT 3, DAT 4 Y DAT 5 (Tabla 4-1).

*Tabla 4-1 Muestras líquidas*

Clave	Tipo de muestra	Ubicación
DAT 1	Agua ácida	Punto DA6
DAT 2	Agua ácida	Acequia del punto DA6
DAT 3	Agua ácida	C/P lona + rampa cocodrilos
DAT 4	Agua neutra	Rampa cocodrilos
DAT 5	Agua ácida	Pileta

En las 5 muestras se determinó:

- pH: Los análisis de pH se realizaron con un potenciómetro Hanna Instruments, HI-98185 y se siguió el método estandarizado 9045 de la US-EPA (1995).
- Conductividad: Los análisis de conductividad se realizaron con un conductímetro OAKTON Con 700.
- Iones mayores: Además se analizaron las concentraciones de iones mayoritarios por cromatografía iónica en un cromatógrafo Basic IC plus 883, Metrohm.
- Bicarbonatos se analizaron por titulación.
- Presencia de elementos: Determinación de elementos por Espectrometría de Emisión Óptica con Plasma Inductivamente Acoplado (ICP-EOS) en un equipo Pekín Elmer.

Las muestras se transportaron en una hielera para mantener las muestras de DAM a una temperatura baja debido a que si la temperatura se eleva puede continuar la actividad bacteriana y lo que se requiere es tomar las características del agua de la mina lo menos alteradas posibles.

Los resultados que se espera obtener con esta caracterización, es saber la calidad del agua que someteremos al tratamiento pasivo.

#### 4.5 Caracterización de la roca

Con objeto de confirmar los datos obtenidos y conocer la calidad de las rocas que tenemos disponibles se realizó un muestreo de los tres tipos de rocas antes mencionados.

A las muestras de roca seleccionadas se les realizó la caracterización petrográfica utilizando la técnica de Microscopía Óptica, consistente en identificar las especies minerales que constituyen a las muestras pétreas y las relaciones texturales.

Se utilizó la técnica de petrografía aplicando luz paralela y luz polarizada (nicoses cruzados), que consiste en el análisis microscópico de secciones delgadas realizadas a materiales de origen

pétreo, para la identificación mineral y características texturales que se presentan en las fases minerales y matriz de las rocas, para con base a estas características clasificarlas., así como Difracción de Rayos X que identifica las fases presentes, incluyendo la fracción de cada fase mineral contenida en sus muestras, y pruebas geoquímicas para conocer la composición química, se utilizó Fluorescencia de Rayos X, determinando elementos mayores como Si, Mg, Al, Ca, Fe, Mn, Na, K y S. Los anteriores son elementos que comúnmente se encuentran en lo silicatos y carbonatos y si se tiene presencia de ellos en las rocas, es necesario saber la cantidad en que se encuentran presentes en las rocas, también el S se analiza ya que la presencia de este nos da la pauta para saber si las rocas pueden oxidarse.

#### 4.6 Potencial de neutralización de la roca

Con base en los resultados de la caracterización de la roca, se observa la presencia de minerales con capacidad de neutralización.

Se realizó la prueba del potencial de neutralización (PN) a las rocas que se tiene de mina, la prueba se realizó mediante la metodología señalada en el Anexo normativo 5 de la NOM-141-SEMARNAT-2003 (SEMARNAT, 2004), la cual forma parte de la prueba modificada de Balance Ácido-Base que se aplica para determinar el potencial de generación de DAM en los residuos mineros. La prueba Balance Ácido Base es una prueba estática desarrollada en 1974 para evaluar los residuos en las minas de carbón y fue modificada por Sobek en 1978.

Para fines de este proyecto se aplicará sólo la parte que mide el potencial de neutralización que tienen las rocas, esto debido a que el objetivo es conocer si las rocas presentes en la Mina Tizapa tienen la capacidad de neutralizar el ácido que se genera en ella, por lo que si resultan con potencial de neutralización serán utilizadas para tratar la acidez generada en la mina.

El PN se determina primero a través de una prueba de efervescencia simple, para seleccionar la fuerza del ácido que se utilizará en el siguiente paso. El siguiente paso es colocar 2 gramos de muestra seca en un matraz Erlenmeyer (250 mL), agregar 90 mL de agua destilada (mezcla 1), enseguida se agrega HCl 1N de acuerdo a la tabla 1(ver tabla 4-2) (mezcla 2) y se registra el volumen (Va), se agita la mezcla 2, durante 2 horas y se agrega HCl 1N según tabla (mezcla 3), se registra el volumen (Vb) mezcla 3, durante 22 horas. Al término medir pH, si es > 2.5 agregar HCl 1.0 N para disminuir la acidez y continuar agitación 2 hrs más. Registrar volumen (Vc) y si el pH medido a las 24 horas es <2, se repite la operación y si no es así la solución resultante se titula hasta un pH de 8.3 con hidróxido de sodio para determinar la cantidad de ácido consumido en la reacción. El PN también puede ser subestimado por la contribución de hidróxidos metálicos que precipitan durante la titulación con hidróxido de sodio (EPA, 1994).

Tabla 4-2Calculo vol. HCl

Grado de reacción (neutralización carbonatos)	HCl solución 1.0N (ml)	
	Tiempo 0	Tiempo 2hr
<b>Nulo</b>	10	10
<b>Bajo</b>	20	10
<b>Moderado</b>	20	20
<b>Fuerte</b>	30	20

## 5 Resultados

### 5.1 Descripción de la mina

Se localizaron dos accesos a la mina Rampa Sur y Rampa Gemela. En ambas rampas se observó que existen zonas con mayor infiltración de agua que otras y que no solo se dan en los rebajes, sino también se presentan en las tablas y en el cielo de la rampa. Esta infiltración, se infiere que proviene de un acuífero en el nivel 1080, el cual suponemos ha sido cortado por las obras.

Con base en la información obtenida por parte de la mina y búsqueda bibliográfica de la geología de la región, se obtuvo que los cuerpos de mineral están alojados en filita gráfita y en esquisto de cuarzo, y que se tienen afloramientos de roca metacaliza cercanos a la mina.

### 5.2 Medición de pH del agua in situ

#### 5.2.1 pH en aguas neutras

Se realizó la medición del pH (con papel indicador) del agua que se genera y se concluyó que todas tienen un pH neutro; en la tabla 5.1 se describen los puntos donde se notó infiltración de agua :

*Tabla 5-1 Esgurrimientos neutros*

ESCURRIMIENTOS	pH	OBSERVACIONES-DESCRIPCIÓN
AN-1	7	Sale del crucero RV-13 pasando la tolva 1.
AN-2	8	Esgurrimiento en la tabla izquierda (entre CR-1 y rampa 10,000)
AN-3	7	Proviene de rampa 10000 de un antiguo rebaje.
AN-4	7	Rebaje viejo 1050, cerca del acceso 11 del 1000. (Figura 5-1)
AN-5	7	Crucero 10-580, fuerte esgurrimiento, está la falla normal oriente misma que desplazó al bloque.
AN-6	7	Crucero de exploración 800 (poniente). Se encuentra un robbins con producción de agua (c/p charola con tubería).(Figura 5-2)
AN-7	7	Rampa gemela en el 1100, esgurrimiento que cae del cielo después del c/p del esgurrimiento 5, antes de la curva.



Figura 5-1 Rebaje viejo, carga acumulada 4to escurrimiento.



Figura 5-2 Contrapozo charola

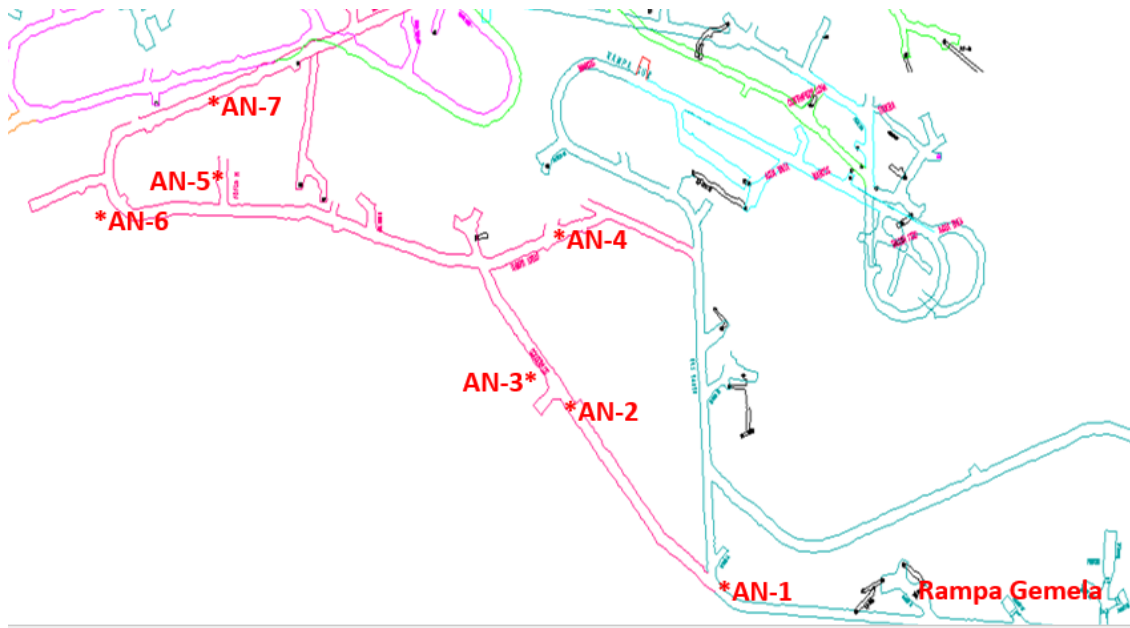


Figura 5-3 Muestra el plano donde se encuentran los puntos en los cuales se realizó la medición del pH en agua neutra.

### 5.2.1 pH en escurrimientos de DAM

Se realizó la medición del pH (con potenciómetro) (Figura 5-5) del agua que se genera; la tabla 5-2 describe los puntos medidos:

*Tabla 5-2 Escurrimientos de DAM*

<b>DRENAJE</b>	<b>pH</b>	<b>OBSERVACIONES-DESCRIPCIÓN</b>
<b>DA</b>	<b>3.14</b>	Se encuentra sobre la Rampa Sur, después del crucero 1 (CRO 1), nivel 1154 arriba de una subestación y debajo del crucero de la rampa 10000 donde se observa un escurrimiento por la canaleta
<b>DA-1</b>	<b>3</b>	Ubicado en el crucero 10134 SW sobre la Rampa Sur (antes de los primeros arcos), el crucero cuenta con un bordo de tierra, donde se observó acumulación de agua además de un escurrimiento mínimo (Figura 5-4).
<b>DA-2</b>	<b>2.96</b>	Pasando los marcos sobre la Rampa Sur, el cual está tapado con carga y tiene varios puntos de escurrimiento los cuales se capturan en una canaleta que cruza la rampa hasta llegar a la acequia rebaje.
<b>DA-3</b>	<b>2.48</b>	Se encuentra ubicado en un acceso antes de los segundos marcos de madera de lado derecho sobre la rampa sur, el cual parece una alberca de agua ácida, ya que con un bordo de tierra el agua se encuentra estancada dentro del acceso.
<b>DA-4</b>	<b>2.89</b>	Ubicado bajando los segundos marcos a la izquierda sobre la rampa sur, el cual está tapado con carga y además tiene un bordo de concreto.
<b>DA-5</b>	<b>2.83</b>	Se encuentra en el taller 1100 el cual está fuera de uso y luce abandonado.
<b>DA-6</b>	<b>2.43</b>	Ubicado en el antiguo contrapozo frente al taller 1110, tapado con carga y con un muro de concreto conteniendo agua almacenada
<b>DA-7</b>	<b>2.63</b>	Sobre la rampa sur 10115, en el rebaje 1100, debajo del taller 1100 y se encuentra tapado con carga
<b>DA-8</b>	<b>6.18/2.63</b>	Localizado en el contrapozo lona y la medición del pH fue 3. Es importante señalar que en este punto el agua ácida se junta con la acequia que baja de rampa Cocodrilos. El agua que baja de la rampa 10,000 tiene un pH: 6.18. Debido a esto resulta evidente que hay una mezcla de agua "limpia" (agua con un pH neutro) con un pH ácido (2.63). El crucero de la rampa 10,000 se une con la rampa cocodrilos.
<b>DA-9</b>	<b>6.01</b>	Acequia que baja de rampa Cocodrilos y también sirve para conducir agua de la rampa 10,000.
<b>DA-10</b>	<b>2.59</b>	Crucero frente al contrapozo lona, el cual cuenta con un muro de concreto



<b>Pileta</b>	<b>3.14/2.96/3.16</b>	Sobre la rampa sur en el nivel 1040, es una pileta que tiene la función de captar toda el agua que viene de la acequia. Por lo cual el pH que se genera en este punto es la mezcla de todos los anteriores. Se realizaron tres mediciones de pH, el primero fue antes de la pileta, el segundo fue tomado directamente del agua dentro de la pileta, el tercero y último fue tomado del derrame de la pileta.
---------------	-----------------------	---



*Figura 5-4 Medición de pH en DA-1*



*Figura 5-5 Medición de pH "in situ" con potenciómetro*



*Figura 5-6 Rebaje con presencia de DAM*

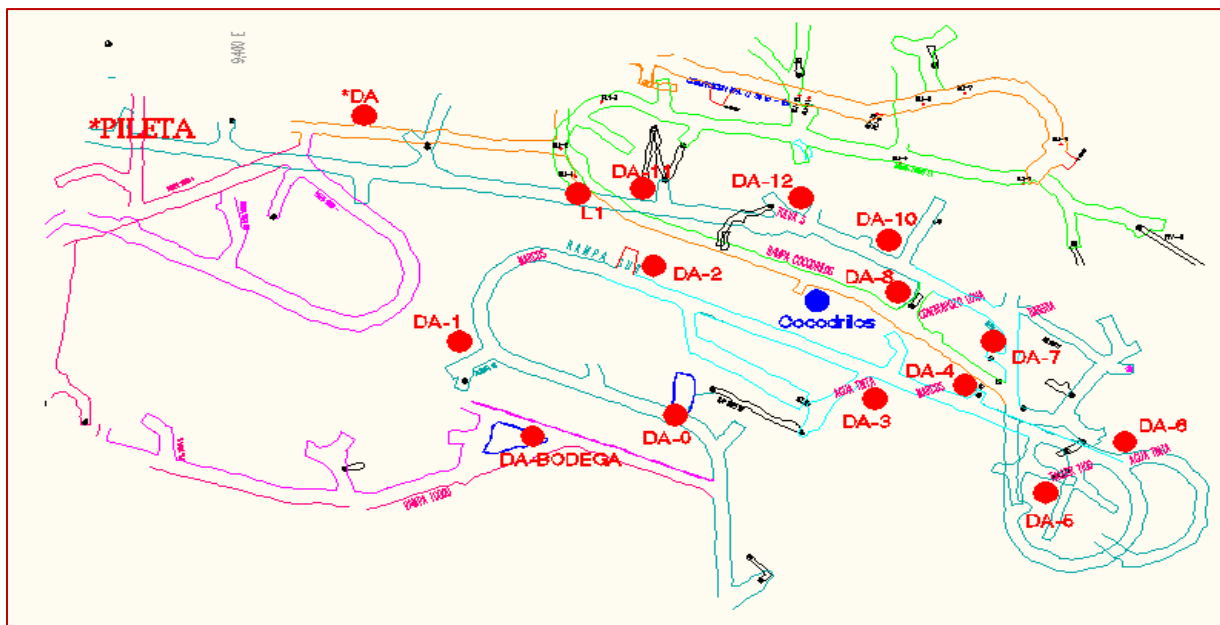


Figura 5-7 Muestra el plano donde se encuentran los puntos en los cuales se realizó la medición del pH ácido.

En conclusión se hace notar que la Rampa Gemela no presenta agua ácida (Figura 5-3), en ninguno de sus puntos, contrario a lo que sucede en la Rampa Sur (Figura 5-7), la cual en todos sus puntos muestra acidez en el agua, cabe mencionar que existe un punto de esta rampa donde hay una mezcla de agua ácida con agua neutra, por lo que será necesario separar este escurrimiento del resto.

### 5.3 Caracterización del DAM

#### 5.3.1 pH y Conductividad eléctrica

En la tabla 5-3 las muestras de agua (DA6, DA-6, Pileta y DA8+ cocodrilos) analizadas indican condiciones de acidez con un pH ácido de va desde 2.44 a 3.38, que la conductividad eléctrica es menor conforme el pH aumenta (Cocodrilos, 1.24 mS), lo que es una indicación indirecta que a medida que disminuye el pH se disuelven sales que liberan al medio acuoso sus iones respectivos. El agua de la rampa cocodrilos se presenta como ligeramente neutra y esto es debido a que la procedencia de esta agua no es de rebajes antiguos y se infiere que es agua procedente del acuífero que se mezcla con el cauce del agua a tratar.

Tabla 5-3 Resultados de pH y conductividad eléctrica.

Muestra	pH	Conductividad (ms)
DA 6	2.44	11.31
DA 6 - A	2.53	8.02
Pileta	2.9	4.72
DA 8 + Cocodrilos	3.38	1.87
Cocodrilos	6.15	1.24

### 5.3.2 Iones mayoritarios

Los siguientes resultados son de las concentraciones de Iones mayoritarios por cromatografía iónica. En la figura 5-8 para el agua ácida se registraron valores de  $\text{Cl}^-$  que van desde 175.85ppm para Pileta, hasta 34.72ppm para DA8 + Cocodrilos (mezcla de agua ácida con agua neutra); para el agua ligeramente neutra Cocodrilos la concentración es de 27.55ppm, lo anterior indica que a valores más ácidos de agua se tiene un mayor consumo de silicatos, como la clorita (presente en la mina como ganga, ver capítulo 4.1.8) dando como resultado mayor presencia de aniones  $\text{Cl}^-$ . Por otra parte solo se detecta la presencia de  $\text{HCO}_3^-$  en la muestra Cocodrilos lo que tiene sentido debido a que a pH ácidos los carbonatos o bicarbonatos no existen.

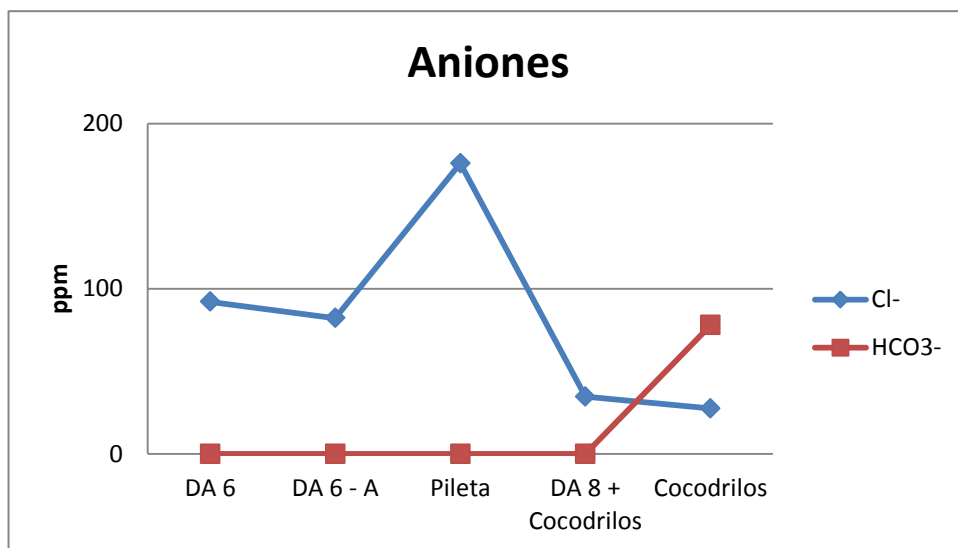


Figura 5-8 Concentración de aniones  $\text{Cl}^-$  y  $\text{HCO}_3^-$

Además de la acidez liberada ( $\text{H}^+$ ), que es la causa de los valores bajos de pH en las muestras DA6, DA6-A, Pileta, DA8 + Cocodrilos, la oxidación de la pirita libre, al medio acuoso, sulfatos ( $\text{SO}_4^{-2}$ ) lo que explica la presencia de los iones ( $\text{SO}_4^{-2}$ ) registrados en el agua (Figura 5-9).

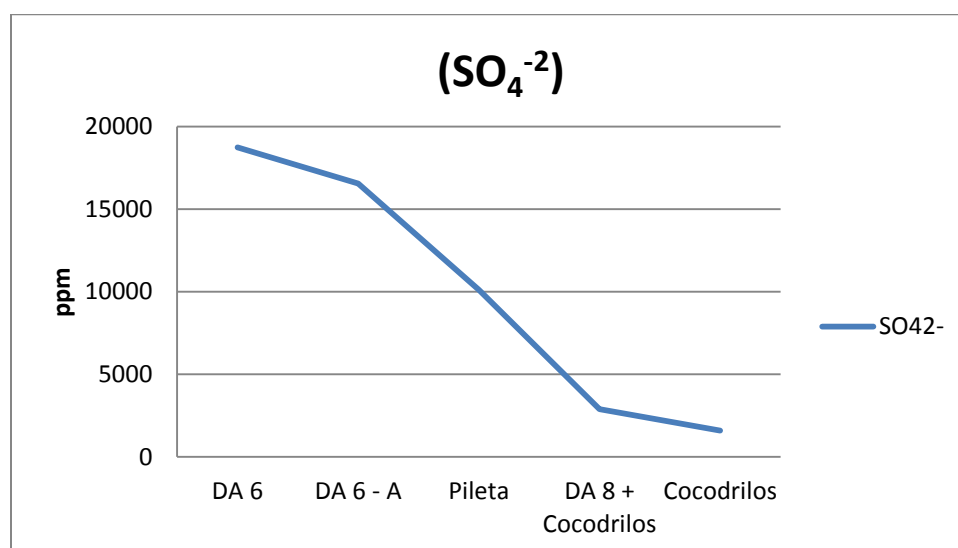


Figura 5-9 Concentración de sulfatos

Así mismo, la tendencia general de aumento en las concentraciones de  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ , en las muestras de agua (DA6, DA-6, Pileta y DA8+cocodrilos) se puede explicar por la disolución/alteración de los minerales que contienen a estos elementos como el cuarzo ( $\text{SiO}_2$ ), clorita  $(\text{Mg,Fe})_3(\text{Si,Al})_4\text{O}_{10}(\text{OH})_2 \cdot (\text{Mg,Fe})_3(\text{OH})_6$ , moscovita  $\text{KAl}_2(\text{Si}_3\text{Al})\text{O}_{10}(\text{OH})_2$ . Faure (1980) reporta que estos minerales se disuelven/alteran bajo condiciones ácidas con la subsecuente liberación al medio acuoso de los elementos que contienen. Este aumento de las concentraciones de  $\text{Ca}^{2+}$  se puede explicar por la liberación de este catión divalente a partir de la reacción de disolución de la calcita ( $\text{CaCO}_3$ ) (Figura 5-10 y Figura 5-11).

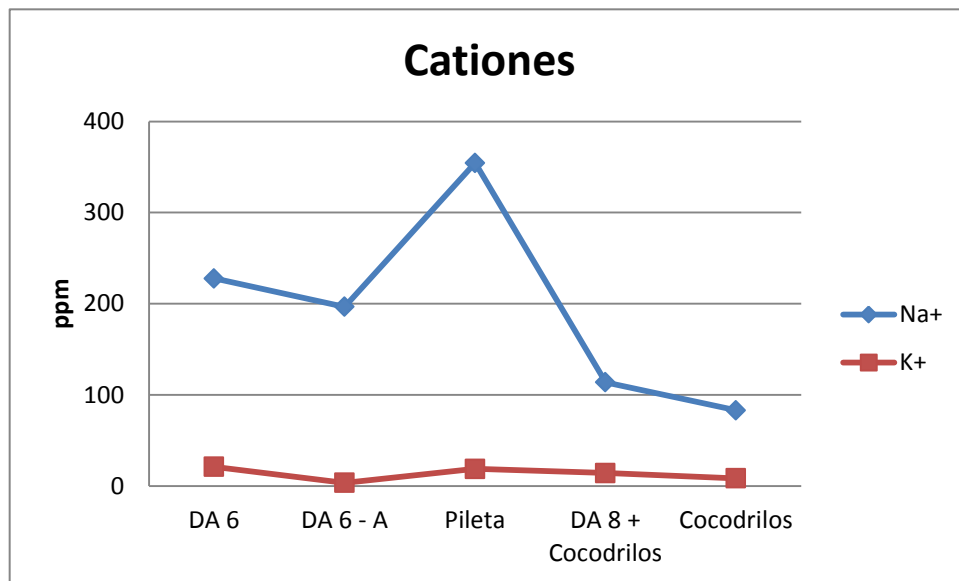


Figura 5-10 Concentración de cationes  $\text{Na}^+$  y  $\text{K}^+$

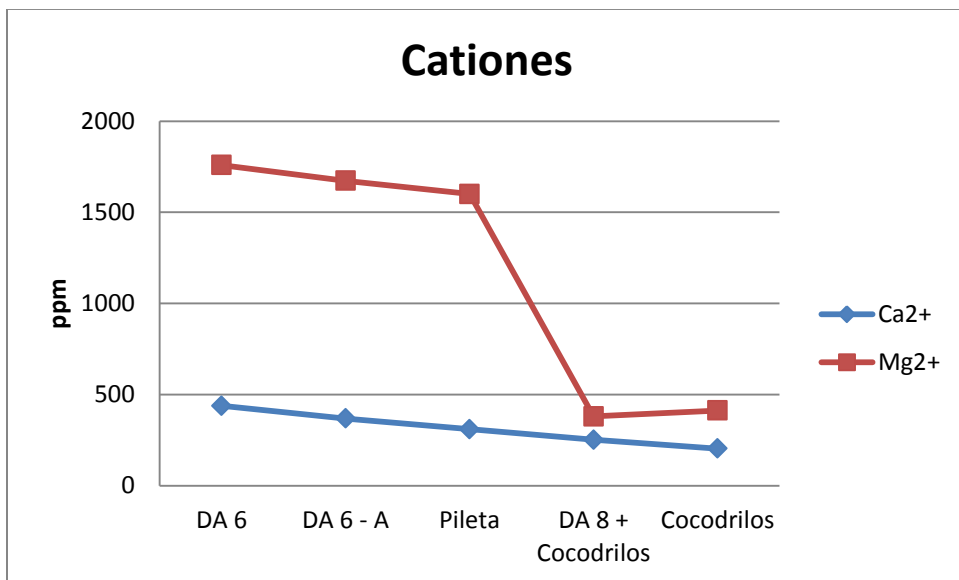


Figura 5-11 Concentración de cationes  $\text{Ca}^{2+}$  y  $\text{Mg}^{2+}$

### 5.3.3 Elementos traza

En la determinación de elementos traza por Espectrometría de Emisión Óptica con Plasma Inductivamente Acoplado (ICP-EOS), los resultados indican (Figura 5-12 y Figura 5-13) que con excepción de las muestras Cocodrilos y DA 8 + Cocodrilos, las demás sobrepasan los valores de los límites máximos permisibles (LMP) de la norma oficial mexicana para agua potable (NOM-127-SSA1-1994) para Cd, Cu, Pb, Fe, Zn y Mn. Las concentraciones de cadmio, cobre, hierro y zinc son sustancialmente altas.

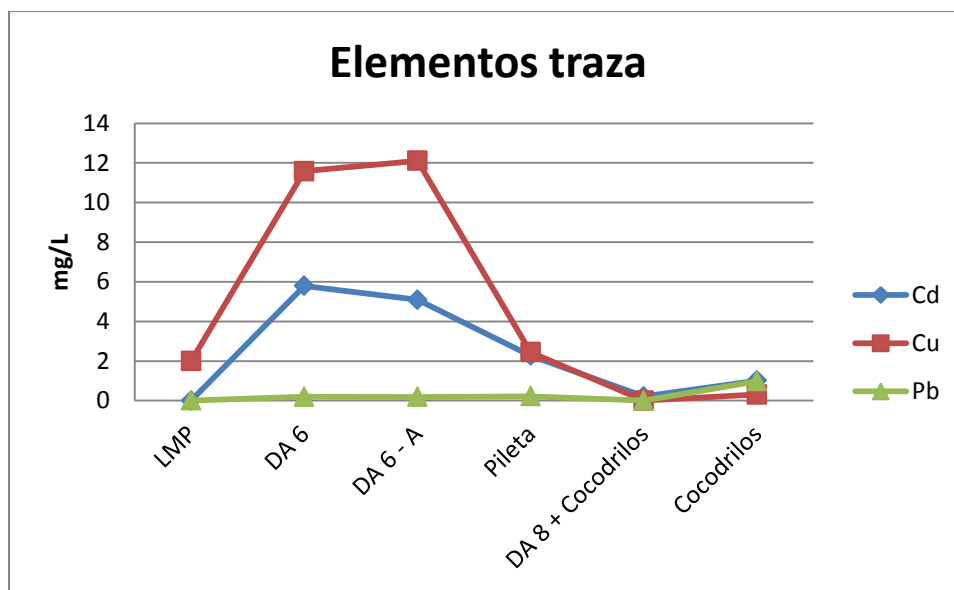


Figura 5-12 Elementos traza presentes en el agua analizada contra los LMP (Cd, Cu, Pb)

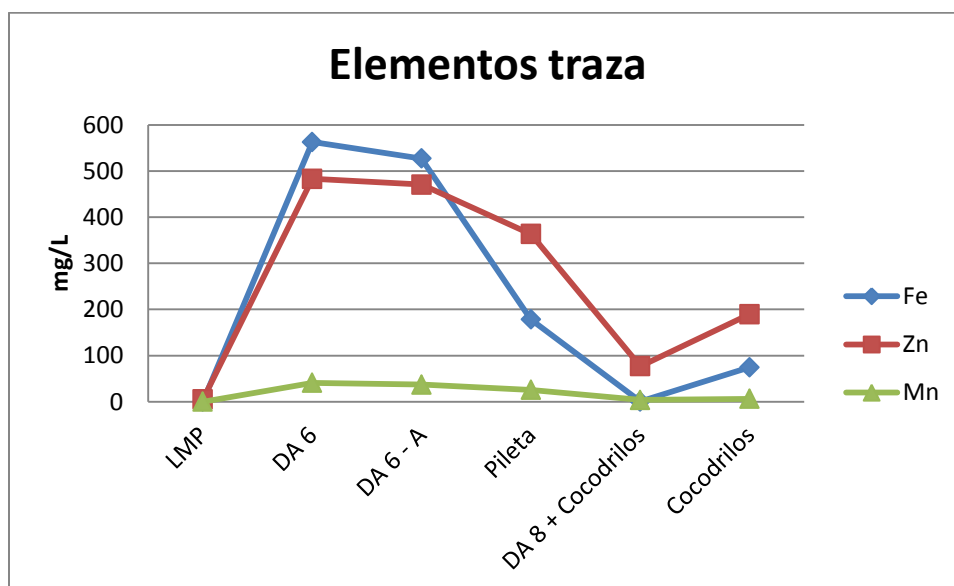


Figura 5-13 Elementos traza presentes en el agua analizada contra los LMP (Fe, Zn, Mn)

Con los resultados anteriores se conoce la calidad del drenaje ácido de mina el cual se someterá a un sistema de tratamiento pasivo, por lo que se debe considerar un tratamiento en el que ocurran reacciones de neutralización que eliminen una porción de la acidez y el hierro de la solución, ya

que bajo condiciones de pH neutro, la mayoría de los metales presentan baja solubilidad y precipitan de la solución en forma de hidróxidos u óxidos metálicos, y no así los iones sulfato que son químicamente estables en un amplio rango de pH ; sin embargo, se deberá tener especial cuidado con el Zn ya que es uno de los pocos metales pesados que se pueden liberar de la fase sólida y pasar a la fase acuosa en ambientes neutros y básicos (Nuttall y Younger, 2000) (Romero *et al.*,2011).

## 5.4 Caracterización de la roca

### 5.4.1 Análisis petrográfico

El análisis se realizó a cuatro secciones delgadas con clave MC3, ME4, MF2, ME1 (Tabla 5-4).

*Tabla 5-4 Muestras de roca*

Clave	Tipo de muestra	Ubicación
<b>MC3</b>	Caliza	Afloramiento
<b>ME4</b>	Esquisto- sericita (fresca)	Cargadero 43 Crucero La Esmeralda
<b>MF2</b>	Filita-grafítica	Cro. 800 (alto)
<b>ME1</b>	Esquisto-sericita (alterada)	Cargadero 43 Crucero La Esmeralda

A continuación a detalle se describen los resultados de los análisis petrográficos de las muestras de caliza (MC3), filita (MF2) y esquisto (E4).

**MC3, Caliza.** El análisis petrográfico demostró que el nombre adecuado para este tipo de roca es skarn con wollastonita o mármol de grano fino impuro (Figura 5-14). En la descripción microscópica se aprecia una roca con textura no foliada, cristalina y corresponde a un mosaico mineral microcristalino de grano fino con blastocristales de cuarzo, plagioclasas y muscovita, disseminados y con reemplazamiento parcial por calcita, se aprecian minerales opacos disseminados y en vetillas asociados a calcita, en forma restringida se aprecian escamas de wollastonita en vetillas y disseminados óxidos e hidróxidos de Fe.



*Figura 5-14 Muestra de caliza*

Las siguientes fotomicrografías son tomadas con nicoles cruzados, en la Figura 5-15 se aprecia una vista general del mosaico mineral, predominando la matriz constituida por calcita y diseminados cuarzo, muscovita, biotita y minerales opacos, en vetillas y en matriz.

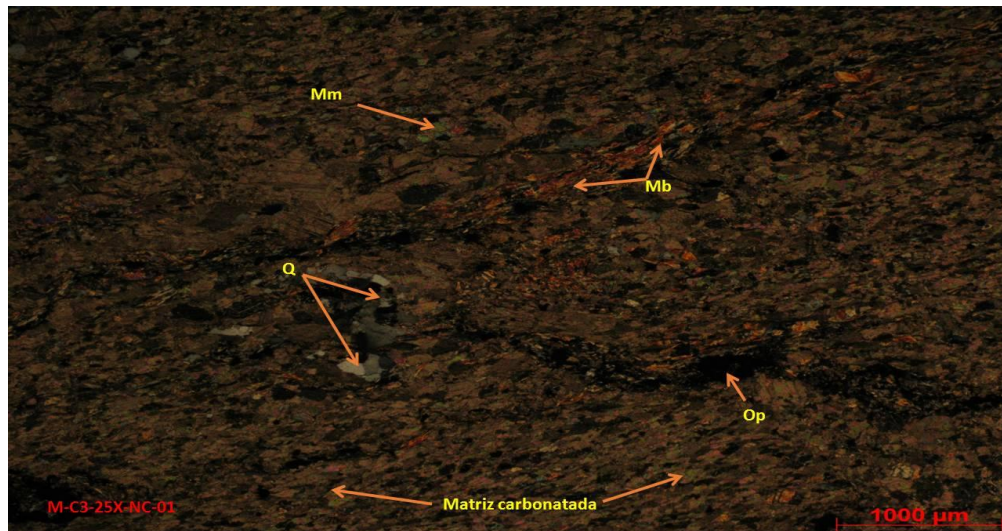


Figura 5-15 Fotomicrografía de MC3 con aumento 25X

Op	Minerales opacos	Q	Cuarzo
Mm	Mica muscovita	Mb	Mica biotita

Se aprecia la presencia de plagioclasas y micas que tienen cierta capacidad de neutralizar drenaje ácido (Figura 5-16).

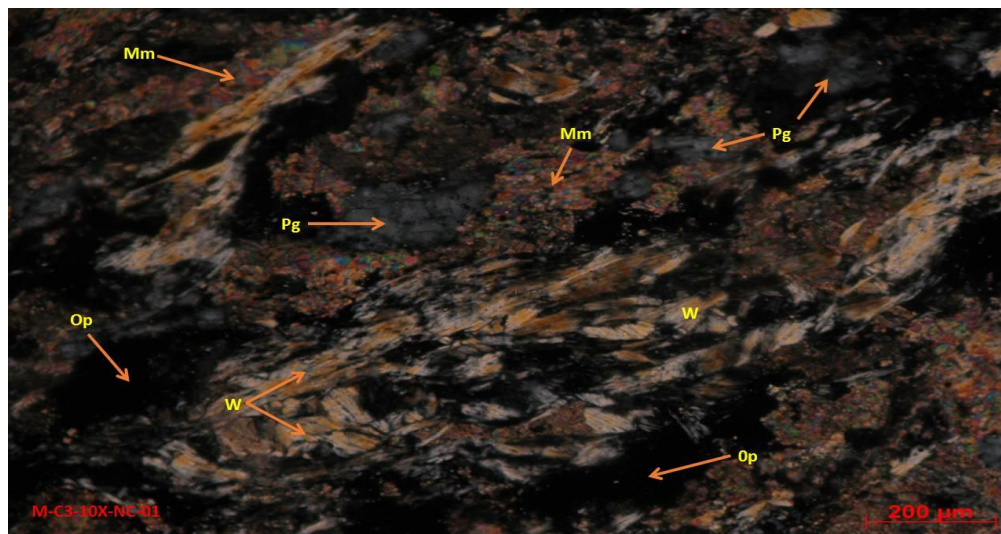


Figura 5-16 Fotomicrografía de MC3 con aumento 10X

Op	Minerales opacos	Pg	Plagioclasa
Mm	Mica muscovita	W	Wollastonita

- **MF2. Filita:**

El análisis petrográfico (Figura 5-17) muestra que el nombre adecuado para este tipo de roca es mármol impuro, con fluidos metasomáticos y mineralización de minerales opacos. La descripción microscópica corresponde a un mosaico microcristalino de granoblastos de calcita, cuarzo, plagioclasa, biotita y minerales opacos.



Figura 5-17 Muestra de mano para análisis petrográfico

Las siguientes fotomicrografías fueron tomadas con nicols cruzados, (Figura 5-18) se aprecia un mosaico de calcita recrystalizada, se observa maclado y zonamiento por presión, también se aprecian diseminados blastocristales de cuarzo, plagioclasa y mica, asociados minerales opacos en vetillas (proceso de mineralización), material arcilloso y óxidos e hidróxidos de Fe.

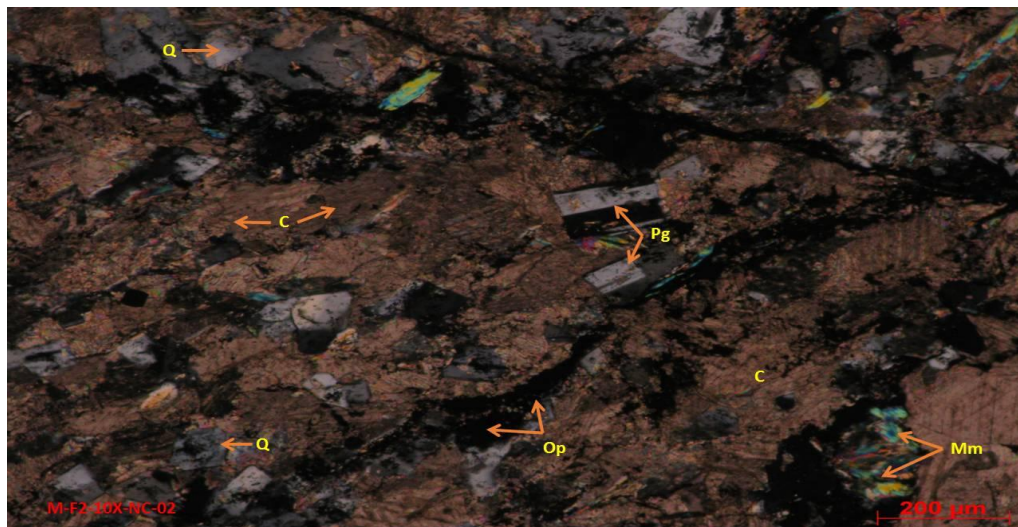


Figura 5-18 Fotomicrografía de F2 con aumento 10X

<b>C</b>	<b>Calcita</b>	<b>Pg</b>	<b>Plagioclasa</b>
<b>Mm</b>	<b>Mica muscovita</b>	<b>Q</b>	<b>Cuarzo</b>



Se aprecia desde otra zona de la microfotografía anterior (Figura 5-19) donde se confirma la presencia de calcita y mica.

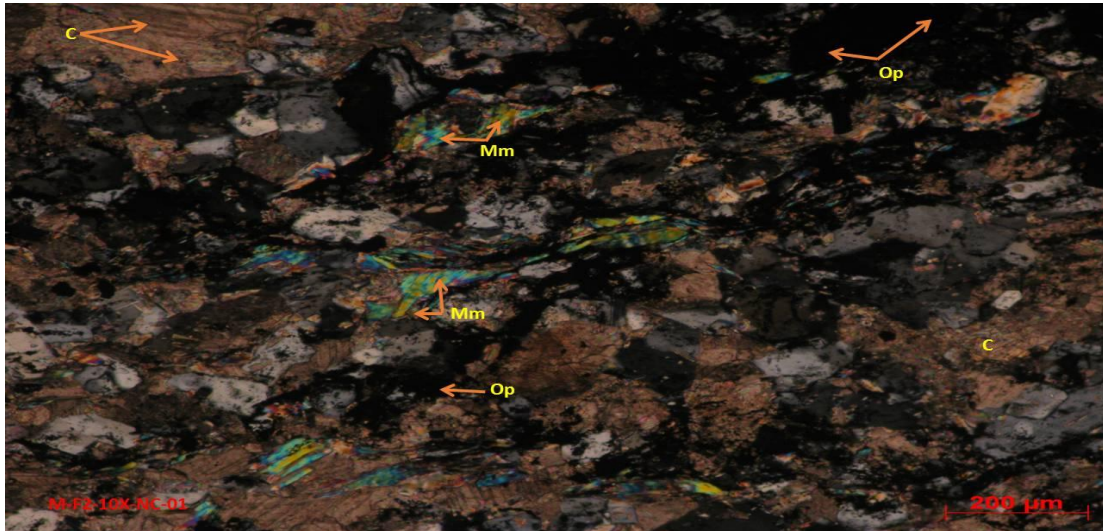


Figura 5-19 Fotomicrografía de F2 con aumento 10X

Op	Minerales opacos	C	Calcita
Mm	Mica muscovita		

- **ME4. Esquisto**

El análisis petrográfico demostró que el nombre adecuado para este tipo de roca es esquisto o gneis (de grano fino) cuarzo feldespático con moscovita (Figura 5-20).



Figura 5-20 Muestra de mano para análisis petrográfico

En la descripción microscópica se aprecia un mosaico mineral microcristalino de grano fino, constituido por cuarzo, muscovita y escasa plagioclasa. Diseminados óxidos e hidróxidos de Fe. Se aprecian intercalaciones en donde predomina una composición de cuarzo con mica y otra de mica. La siguiente fotomicrografía es tomada con nicoles cruzados (Figura 5-21), se aprecia un mosaico de microcristales con orientación preferencial y en la parte inferior con mayor concentración de mica (intervalo pelítico), asociados óxidos de hidróxidos de Fe y presencia de minerales opacos.

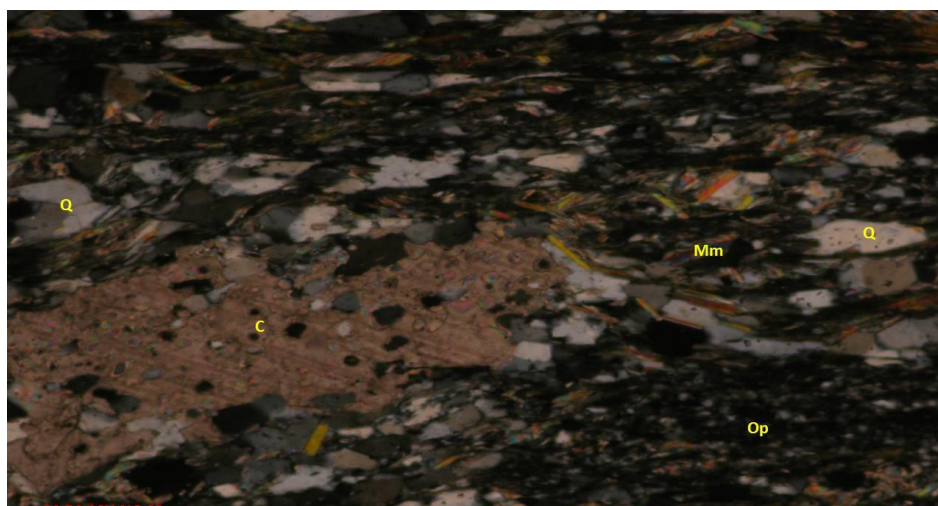


Figura 5-21 Fotomicrografía de ME4 con aumento 10X

<b>Op</b>	<b>Minerales opacos</b>	<b>Q</b>	<b>Cuarzo</b>
<b>Mm</b>	<b>Mica muscovita</b>	<b>C</b>	<b>Calcita</b>

La petrografía evidencia la presencia abundante de cuarzo, diseminados de óxidos e hidróxidos de Fe, mica y calcita.

Con base en los resultados anteriores las tres muestras demuestran tener características de rocas con capacidad de neutralizar el DAM, por lo que será necesario realizar la prueba de potencial de neutralización.

#### 5.4.2 Difracción de Rayos X

La tabla 5-6 en las muestras de caliza (C1) y filita (F1, F2, F3) se tiene la presencia de elementos con capacidad de neutralizar como calcitas ( $\text{CaCO}_3$ ), filosilicatos (mica, clorita) y feldespatos (plagioclasas). En el esquisto (E1, E2 y E3) predomina el silicato de aluminio ( $\text{SiAl}_3$ ) y de magnesio ( $\text{Mg}_5\text{Al}$ ), el cuarzo ( $\text{SiO}_2$ ) y óxidos de hierro ( $\text{Fe}_2\text{O}_3$ ) por lo anterior se considera que el esquisto carece de capacidad para neutralizar.

Tabla 5-5 Difracción de Rayos X

Difracción de Rayos X		
Muestra	Fases Identificadas	Observaciones
<b>C1</b>	<b>Calcita:</b> $\text{CaCO}_3$ Cuarzo: $\text{SiO}_2$ Feldespato de tipo <b>plagioclasa intermedia:</b> $(\text{Ca,Na})(\text{SiAl})_4\text{O}_8$ <b>Filosilicatos (clorita, mica)</b>	<b>Predominio de Calcita</b> , baja proporción de filosilicatos, no quedan picos por identificar.
<b>F1</b>	<b>Calcita:</b> $\text{CaCO}_3$ Cuarzo: $\text{SiO}_2$ Feldespato de tipo <b>plagioclasa intermedia:</b> $(\text{Ca,Na})(\text{SiAl})_4\text{O}_8$ <b>Filosilicatos (clorita, mica)</b>	<b>Predominio de calcita</b> , importante proporción de mica
<b>F2</b>	<b>Calcita:</b> $\text{CaCO}_3$ Cuarzo: $\text{SiO}_2$ Feldespato de tipo <b>plagioclasa intermedia:</b> $(\text{Ca,Na})(\text{SiAl})_4\text{O}_8$ Trazas de Hematita: $\text{Fe}_2\text{O}_3$ Trazas mínimas de <b>mica Filosilicatos (clorita, mica)</b>	Similar a F1. <b>Disminuye proporción de calcita.</b> Importante proporción de mica
<b>F3</b>	<b>Calcita:</b> $\text{CaCO}_3$ Cuarzo: $\text{SiO}_2$ Trazas de Feldespato de tipo <b>plagioclasa intermedia:</b> $(\text{Ca,Na})(\text{SiAl})_4\text{O}_8$ <b>Filosilicatos (mica)</b>	Escasa proporción de filosilicatos. <b>Predominio de cuarzo y calcita.</b> Desaparece clorita.
<b>E1</b>	<b>Clinocloro:</b> $\text{Mg}_5\text{Al}(\text{Si}_3\text{Al})\text{O}_{10}(\text{OH})_8$ Cuarzo: $\text{SiO}_2$ Posibles trazas de <b>Hematita:</b> $\text{Fe}_2\text{O}_3$ Trazas mínimas de <b>mica</b>	<b>Predominio de clorita</b> de alta cristalinidad.
<b>E2</b>	<b>Clinocloro:</b> $\text{Mg}_5\text{Al}(\text{Si}_3\text{Al})\text{O}_{10}(\text{OH})_8$ Cuarzo: $\text{SiO}_2$ Posibles trazas de <b>Hematita:</b> $\text{Fe}_2\text{O}_3$ <b>Filosilicatos (mica)</b>	Similar a E1 con un <b>ligero incremento en la cantidad de mica.</b> Decrece proporción de clorita respecto E1
<b>E3</b>	<b>Clinocloro:</b> $\text{Mg}_5\text{Al}(\text{Si}_3\text{Al})\text{O}_{10}(\text{OH})_8$ Cuarzo: $\text{SiO}_2$ <b>Filosilicatos (mica)</b>	Similar a E1 y E2 sin trazas de hematita. <b>Sin mica.</b> Muy cristalina.

### 5.4.3 Composición química

#### *FRX Elementos traza:*

La tabla 5-6 nos indica que el arsénico, cobre y plomo se encuentran en concentraciones bajas esto es porque regularmente estos elementos se encuentran en el yacimiento y no en la roca, además es congruente con la poca cantidad de arsénico y plomo reportada en la caracterización del DAM.

*Tabla 5-6 Fluorescencia de rayos X (Elementos traza)*

Muestra	As	Ba	Cu	Mn	Pb	Sr	Zn	Zr
	ppm							
<b>C1</b>	< LOD	226.63	57.54	835.68	23.51	522.67	108.52	33.19
<b>E1</b>	51.82	205.39	61.48	2570.41	72.72	8.11	316.36	125.44
<b>E2</b>	61.44	261.23	259.18	2480.91	102.78	53.54	383.23	144.74
<b>E3</b>	< LOD	153.48	< LOD	1787.02	97.5	8.25	246.73	163.5
<b>F1</b>	< LOD	323.83	51.5	235.44	63.06	1144.35	245.14	85.28
<b>F2</b>	36.24	266.13	62.22	453.63	143.63	428.29	289.03	110.95
<b>F3</b>	< LOD	144.27	56.19	308.98	53.87	1196.34	155.9	41.34

#### *FRX Elementos mayores*

La tabla 5-7 nos muestra como la concentración de calcio se encuentra en forma significativa en la metacaliza y la filita (C1, F1, F2 y F3) misma que se puede asociar a la presencia de calcita. Otro aspecto importante es la concentración de Fe en la muestras de esquito (E1, E2 y E3) que se puede asociar a la presencia de calcopirita en el yacimiento. La presencia de  $K^{2+}$  en la caliza y la filita aunque es poca puede asociarse a las plagioclasas que se encontraron en la petrografía de las muestras y que como se mencionó en el capítulo 4 también sirven para neutralizar el DAM.

*Tabla 5-7 Fluorescencia de rayos X (Iones Mayores)*

Muestra	Ca	Fe	K
	%		
<b>C1</b>	43.44	1.01	0.3
<b>E1</b>	0.32	12.46	< LOD
<b>E2</b>	0.57	13.3	0.16
<b>E3</b>	0.36	10.45	< LOD
<b>F1</b>	26.4	1.38	1.47
<b>F2</b>	17.8	1.89	1.69
<b>F3</b>	32.62	0.78	0.45

Los resultados de la tabla 5.8 muestran que el esquistos tiene una mayor concentración de sílice, aluminio y hierro y aunque también están presentes en menor porcentaje en las muestras de filita y caliza, estas últimas las podemos asociar a los silicatos como las plagioclasas y micas; por otra parte encontramos que la mayor concentración de calcio se presenta en las muestras de filita y caliza misma que se puede asociar con la calcita.

Tabla 5-8 Elementos mayores en las rocas

Muestra	SiO2	TiO2	Al2O3	Fe2O3t	MnO	MgO	CaO	Na2O	K2O	P2O5	PXC	Suma
	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%
<b>E1</b>	53.34	0.12	12.10	17.08	0.27	9.91	0.26	0.19	0.10	0.01	7.39	100.42
<b>E2</b>	54.51	0.20	11.54	17.39	0.24	8.56	0.69	0.13	0.25	0.04	7.35	100.94
<b>E3</b>	55.82	0.23	13.42	12.76	0.20	11.80	0.42	0.003	0.08	0.08	5.91	100.76
<b>F1</b>	30.05	0.25	7.27	2.95	0.04	2.01	30.84	0.28	1.29	0.07	25.64	100.75
<b>F2</b>	41.19	0.30	8.95	4.07	0.09	1.89	21.98	0.14	1.64	0.08	19.66	100.03
<b>F3</b>	30.84	0.08	3.11	1.79	0.06	1.15	35.15	0.49	0.39	0.03	27.84	100.97
<b>C1</b>	12.85	0.13	3.69	2.09	0.14	0.86	44.39	0.73	0.21	0.15	35.15	100.43

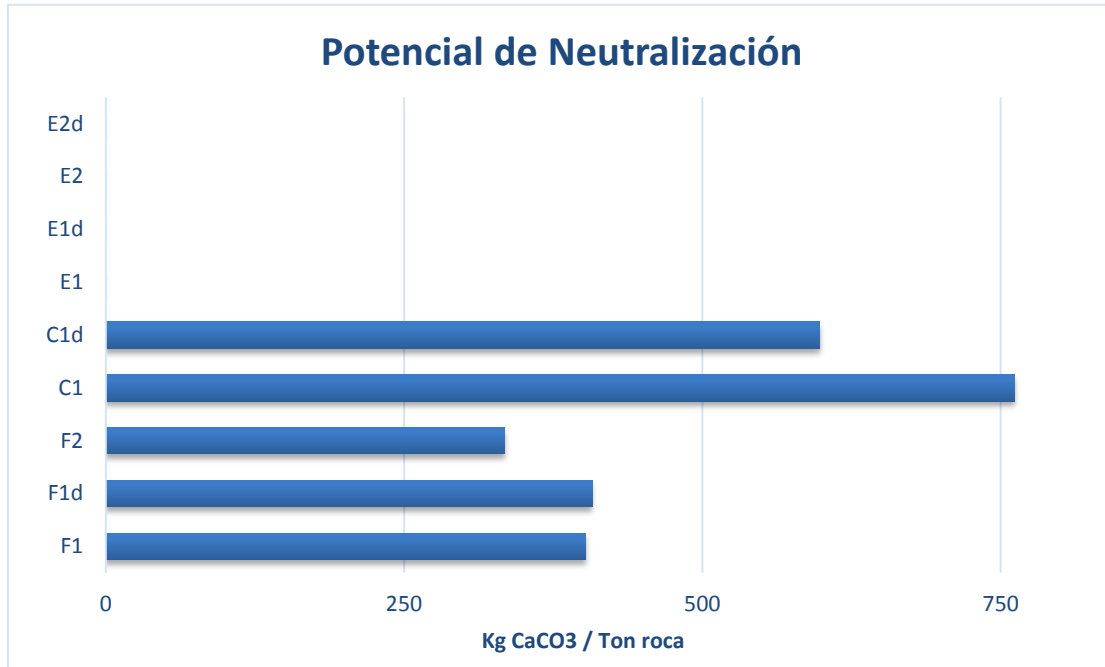
Con la caracterización de las rocas se concluye que por sus características la filita y la metacaliza tienen mayores elementos que son capaces de neutralizar el DAM y podrían servir para el sistema de tratamiento pasivo.

### 5.5 Potencial de neutralización de la roca

Los resultados obtenidos fueron bastante positivos para las filitas y la caliza, especialmente para la caliza, en ambas rocas contamos con altos contenidos de CaCO<sub>3</sub>. En el caso de los esquistos, los resultados no fueron tan alentadores para considerarlas opción como material para neutralizar DAM. A continuación se presentan los resultados obtenidos en dicho experimento (Tabla 5-9 y Figura 5-22):

Tabla 5-9 Resultados de la prueba de neutralización

Muestra	PN
<b>F1</b>	402
<b>F1d</b>	407.55
<b>F2</b>	334
<b>C1</b>	761.95
<b>C1d</b>	598.3
<b>E1</b>	0
<b>E1d</b>	0
<b>E2</b>	0
<b>E2d</b>	0



*Figura 5-22 Se muestra el potencial de neutralización de cada roca según la NOM-141-SEMARNAT-2003 en su prueba modificada Balance-Ácido-Base*

Con estos resultados se concluye que los esquistos no tienen capacidad de neutralización, aunque posean características mineralógicas ya su capacidad de neutralización es muy lenta y por lo tanto no sirve para los fines que se persiguen en este proyecto.

## 6 Conclusiones y recomendaciones

Actualmente se tienen localizados los puntos de generación de drenaje ácido (DAM) estos corresponden a las obras que anteriormente se explotaban por lo que están localizados en los niveles 1040 y 1200. La presencia de un cuerpo de agua localizado en nivel 1100, aporta un importante volumen de agua neutra que escurre hacia las obras donde se genera el drenaje ácido. El DAM se canaliza por medio de acequias hasta una planta de tratamiento donde se neutraliza con bicarbonato de sodio; una vez tratada el agua es reutilizada en las operaciones de la mina.

El trabajo y muestreo *in situ* permitió ubicar los puntos de generación y la ruta que sigue el DAM antes de ser canalizado al tratamiento activo; lo que debe hacerse posteriormente es separar los flujos de agua contaminada con DAM del agua que viene neutra del acuífero. Cuantificar el volumen de DAM es importante para determinar la capacidad que debe tener el sistema de tratamiento, por lo que después de hacer la separación de agua ácida y de agua neutra, se deben hacer aforos en diferentes épocas del año para tener un volumen exacto de lo que se someterá a un tratamiento pasivo.

Con la caracterización del DAM se conoce que éste presenta valores de pH que oscilan de 2.44 y 3.38, altas concentraciones de metales disueltos entre los que destacan cadmio, cobre, fierro, manganeso y zinc además de presentar un alto contenido de sulfatos y cationes ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ). Por lo tanto, el sistema que se proponga deberá ser capaz, en primera instancia, de elevar el pH del agua ya que bajo condiciones neutras la mayoría de metales presentan baja solubilidad y precipitan en forma de hidróxidos u oxihidróxidos metálicos, y por el lado del sulfato este es químicamente estable en un amplio rango de pH. Sin embargo, se deberá tener especial cuidado con el Zn y el Cd, ya que son de los pocos metales pesados que se pueden liberar aún elevando el pH a neutro.

La caracterización de las tres muestras de roca (filita, esquisto y caliza) permitió conocer si estas presentan elementos capaces de neutralizar el DAM, encontrando que la filita y la caliza son las que tienen más elementos con capacidad de neutralización (calcita, micas, plagioclasas). La prueba de potencial de neutralización permitió corroborar que las muestras de filita y caliza son las que tienen mayor capacidad de neutralización, el esquisto obtuvo valores negativos por lo que su potencial de neutralización es considerado nulo.

Con base en los resultados obtenidos del presente estudio se concluye que si es posible utilizar las rocas filita y caliza para un sistema de tratamiento para neutralizar el DAM, ya que tienen potencial de neutralización, sin descartar el uso del esquisto ya que por la literatura revisada se puede considerar que estas rocas pueden retener metales en solución. A partir de este estudio se recomienda continuar con pruebas a nivel laboratorio para evaluar la eficiencia de neutralización del DAM con las rocas.

## Referencias

- Aduvire, L. V. (2006). Innovaciones en la caracterización de aguas ácidas de mina y su tratamiento con tecnologías ecológicas. *Perumin, 29 Convención Minera*, (Pág. 12). Lima, Perú .
- Aduvire, O., Moreno, C., Alberruche, E., & Lacal, M. October 2006. Effects of precipitation of secondary Fe (III) minerals and dilution on the attenuation of acid drainages; mining area of Spain. *Mine Closure*. Santiago (Chile), 16-19 .
- Akabzaa, T., Armah, T., & Baneong-Yakubo, B. 2007. Prediction of acid mine drainage generation potential in selected mines in the Ashanti Metallogenic Belt using static geochemical methods. *Env. Geol.* 52:957-964.
- Almodovar, G.R., Saez, R., Pons, J.M. and Maestre, A., 1998. Geology and genesis of the Aznalcollar massive sulphide deposits, Iberian Pyrite Belt, Spain. *Miner Deposita* 33, pp.111–136.
- Arenas, J. M., Carrero, G., Galache, J., Mediavilla, C., Silgado, A. y Vazquez, E. M., 2001. Actuaciones realizadas tras el accidente de Aznalcollar. *Boletín Geológico y Minero*. Vol.Especial, 35-56.
- Bolzicco, J., Carrera, J., & Ayora, C. (2002). Eficiencia de la Barrera Permeable Reactiva de Aznalcollar (Sevilla; España) como remedio de aguas ácidas de mina. *Revista Latino-Americana De Hidrogeología, N.4.*, P.27-34.
- Brown, M., Barley, B., Wood, H., 2002. *Minewater treatment: technology, application and policy*. International Water Association Publishing, London.
- Consejo de Recursos Minerales (COREMI). 1996. *Monografía Geológico–Minera del Estado de México*. Consejo de Recursos Minerales, México.
- Ecologistas en Acción Andalucía, 2009. *Cronica de una catastrofe anunciada. El desastre de las Minas de Aznalcollar: 10 años despues*, Ed. Ecologistas en Accion Andalucía, 102-106.
- Elías-Herrera, M, Sánchez-Zavala JL, Macías-Romo C..2000 *Geologic and Geochronologic data of the Guerrero Terrence* *Journal of South American Earth Sciences* 13, 355-375
- Environment Australia, 1997. *Managing sulphidic mine wastes and acid drainage. Best practice environmental management in mining*. Environment Australia, Canberra.
- Evangelou, V.P., 1998. Pyrite chemistry: the key for abatement of acid mine drainage. In: Geller W, Klapper H, Salomons W (eds) *Acidic mining lakes: acid mine drainage, limnology and reclamation*. Springer, Heidelberg, pp 197–222.
- Ferguson , K., Erickson, M. (1987). Will it generate AMD?. *Proceedings of 11th Annual British Columbia Mine Reclamation Symposium*. Campbell River, Canada.
- Fripp, J., Ziemkiewicz, P. y Charkavorki, H. 2000. *Acid mine drainage treatment. Ecosystem Management and Restoration Research Program (ERDC TN-EMRRP-SR-14)*, U. S. Army Engineer Research and Development Center, Vicksburg, MS, 7 pp.
- Gatica, G y Santos Jallath, J. (2003). *Informe interno: Evaluación de Drenaje Ácido, Mina Tizapa*.



- Gatica, G., y Santos Jallath, J. (2003). Identificación y prevención del drenaje ácido de mina en el proceso de extracción, en minas con sulfuros. *Memorias del XXV Convención Internacional de Minería*. México, DF: Asociación de Ingenieros de Minas, Metalurgistas y Geólogos de México.
- Guia Ambiental para el Manejo de Drenaje Ácido de Minas, (GAMDAM). Disponible en: <http://www.minem.gob.pe/minem/archivos/file/DGAAM/guias/manedrenaje.PDF>
- Hedin, R., 1997. Passive mine water treatment. In the Eastern United States. CIWEM National Conference, Minewater treatment using wetlands. Newcastle, 1, 1-15.
- Hedin, R.S. y Watzlaf, G.R. 1994b. The effects of anoxic limestone drains on mine water chemistry. International Land Reclamation and Mine Drainage Conference and Third International Conference on the Abatement of Acidic Drainage, Pittsburgh, April, (1), 185-194.
- Johnson D.B., Hallberg K.B., 2005. Acid mine drainage remediation options: a review. *SciTotal Environ* 338, 3–14.
- Kadlec, R. and Knight, R., 1996. Treatment wetlands. CRC/Lewis Press. USA, 893pp.
- Labastida I., Armienta M.A., Castro L. R.H. Aguayo A., Cruz O., Ceniceros. 2012. Treatment of mining acidic leachates with indigenous limestone, Zimapan México. *Journal of Hazardous Materials*. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2012.07.006>
- López Pamo, Aduvire, O., & Baretino, D. 2002. Tratamientos pasivos de drenajes ácidos de mina: estado actual y perspectivas de futuro. *Boletín Geológico y Minero*, 21.
- López, L. R. (2013). *RESIDUOS MINEROS Y LA GENERACIÓN DE DRENAJE ÁCIDO: PRUEBAS DE LABORATORIO Y SU APLICACIÓN EN EL DISEÑO, CONSTRUCCIÓN Y OPERACIÓN DE DEPÓSITOS*. México: UNAM, FI.
- Lottermoser, B.G., 2007 . *Mine Wastes: Characterization, treatment and environmental impacts*. Springer 3th ed. Berlin Heidelberg, New York, 33-89, 179-204
- Lottermoser, B.G., 2010 . *Mine Wastes: Characterization, treatment and environmental impacts*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg 3th ed
- Maree, J. P., & du Plessis, P. (1994). Neutralization of acid mine water with calcium carbonate. *Pergamon*, 285-296.
- Martínez, C. (2012). *Evaluación de la peligrosidad de jales y lixiviados de una mina de sulfuros masivos en el Estado de México*. México, DF.: UNAM, Facultad de Ingeniería.
- Miedecke, J., Miller, S., Gowen, M., Ritchie, I., Johnston, J. and McBride, P., 1997. Remediation options (including copper recover by SX/EW) to reduce acid drainage from historical mining operations at Mount Lyell, western Tasmania, Australia. In: *Proceedings from the 4th international conference on acid rock drainage*, vol 4. Vancouver, pp 1451–1467.

- MINE ENVIRONMENT NEUTRAL DRAINAGE (MEND) PROGRAM. 1996. Review of passive systems for treatment of acid mine drainage. *MEND*, 197.
- Morin, K.A. y Hutt, N.M. 2001. Description and assessment of drainage geochemistry. En: MDAG Publishing (ed.), *Environmental geochemistry of mine site drainage: practical theory and case studies*. Vancouver, British Columbia, Canadá. Capítulo 4, 63-138.
- Newcombe, C. 2009. EFFECTIVE AND LOW-COST TREATMENT OF ACID MINE DRAINAGE USING CHITIN AS A FRACTIONAL AMENDMENT TO COMPOST. Pennsylvania: The Pennsylvania State University .
- Nuttall, C. A., & Younger, P. L. 2000. Assessment and experimental passive treatment of zinc-rich net alkaline minewaters. *Nent Valley, UK. Department of Civil Engineering, University of Newcastle upon Tyne*,.
- Oriol, C. M. 2004. *Caracterización de los procesos de eliminación de metales de aguas ácidas utilizando magnesia cáustica. Aplicación al tratamiento in situ*. Universitat Politècnica de Catalunya.
- República del Perú, Ministerio de Energía y Minas, Dirección General de Asuntos Ambientales Mineros. Guía Ambiental para el Manejo de Drenaje Ácido de Minas 1994.
- Romero, F. M. et. al. 2008. Factores geológicos y climáticos que determinan la peligrosidad y el impacto ambiental de jales mineros. *Rev. Int. Contam. Ambient.*, 43-54.
- Romero, F., Núñez, A., Gutiérrez, M., Armienta, M., & Ceniceros, A. 2011. Evaluation of the potential of indigenous calcareous shale for neutralization and removal of arsenic and heavy metals from acid mine drainage in the Taxco mining area. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*.
- Romero F.M., Zamora O., Veja F., Gutiérrez M., Luna L. 2012. Eficiencia de diferentes tipos de rocas en el manejo de lixiviados ácidos de presas de jales generados por una mina de hierro, en el sur de México. *Geomimet*. 296. 26-40
- Savinov, V., Gabrielsen, W., & Savinova, T. 2003. Cadmium, zinc, copper, arsenic, selenium and mercury in seabirds from the Barents Sea: levels, inter-specific and geographical differences. *Science of the Total Environment*, 306: 133-158.
- Secretaría de Salud Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994, Salud ambiental. Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de calidad y tratamiento a que debe someterse el agua para su potabilización.
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) 2003, NOM 141 Norma Oficial Mexicana NOM-141-SEMARNAT-2003, Que establece el procedimiento para caracterizar los jales, así como las especificaciones y criterios para la caracterización y preparación del sitio, proyecto, construcción, operación y postoperación de presas de jales. México, D.F., Diario Oficial de la Federación, 13 de septiembre de 2004.
- SERVICIOS ADMINISTRATIVOS PEÑÓLES, S. A. DE C. V. 2011. *Minera Tizapa S. A. DE C. V.* . Estado de México: Peñoles, División Minas.

- Simón, M., Ortiz, I., García, I., Fernández, E., Fernández J., Dorronsoro C., y Aguilar, J.,1998. El desastre ecológico de Doñana. Dpto. de Edafología y Química Agrícola. Facultad de Ciencias. Universidad de Granada. Edafología. Volumen 5, 153-161.
- Skousen, J., Rose, A., Geidel, G., Foreman, J., Evans, E., Hellier, W. y miembros de Avoidance and Remediation Working Group, 1998. Handbook of technologies for avoidance and remediation of acid mine drainage. Published by The National Mine Land Reclamation Center located at West Virginia University in Morgantown, West Virginia.140pp.
- U.S. EPA 1983. *Desing Manual Neutralization of Acid Mine Drainage*. Chicago Illinois.
- U.S. EPA 1994. Technical Document Acid Mine Mrainage Prediction. U.S. Environmental Protection Agency Washington, D.C. 13-24.
- U.S. EPA 2000. Coal remining best management practices guidance manual. Office of Science and Technology Engineering and Analysis Division. Washington DC. EPA 821-R-00-007.
- Wolkersdorfer, Ch. (2008): Water Management at Abandoned Flooded Underground Mines: Fundamentals, Tracer Tests, Modelling, Water Treatment. Heidelberg (Springer) 465 pp
- Younger, P.L.1997. The longevity of minewater pollution: a basis for decision-making. *The Science of the Total Environment*, 194/195, 457-466.
- Younger, P.L., Banwart, S.A., and Hedin, R.S., 2002. Mine water; hydrology, pollution,remediation. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.