



UNIVERSIDAD NACIONAL
AUTÓNOMA DE
MÉXICO

UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

**PROGRAMA DE MAESTRÍA Y DOCTORADO
EN INGENIERÍA**

FACULTAD DE QUÍMICA

**PROPUESTA DE REAPROVECHAMIENTO INTEGRAL DEL
AGUA DE PROCESO DE UNA EMPRESA MINERA
EMPLEANDO SISTEMAS BIOLÓGICOS ANAEROBIOS**

TESIS

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:

MAESTRO EN INGENIERÍA

INGENIERÍA QUÍMICA- PROCESOS

PRESENTA:

I.Q. LUIS ALBERTO PACHECO GUTIÉRREZ

TUTOR:

DRA. ING. MARÍA DEL CARMEN DURÁN DE BAZÚA



2006



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

JURADO ASIGNADO

Presidente: Dr. Juan Genesca Llongueras (Facultad de Química, UNAM)
Vocal: Dra. Georgina Fernández Villagómez (Facultad de Ingeniería, UNAM)
Secretario: M.C. Antonio Huerta Cerdán (Facultad de Química, UNAM)
1^{er} Suplente: Dr. Rafael Herrera Nájera (Facultad de Química, UNAM)
2^{do} Suplente: Dra. María del Carmen Durán Domínguez (Facultad de Química, UNAM)

Lugar donde se realizó la tesis:

Laboratorio E-301, Programa de Ingeniería Química Ambiental y Química Ambiental, Facultad de Química, UNAM

Tutor principal

Dra. Ing. María del Carmen Durán Domínguez de Bazúa

Sustentante

I.Q. Luis Alberto Pacheco Gutiérrez

AGRADECIMIENTOS

A mis papás por su apoyo y motivación, por impulsarme a salir adelante y por su beca “Fundación Pacheco”

Con admiración y respeto a la Dra. Ing. María del Carmen Durán Domínguez de Bazúa, asesora global de este proyecto, por su apoyo incondicional para su realización

A Lucy por su amor y paciencia en estos años que le dediqué a la maestría

A Cuquis, Lily, Nadja y Alex por su valiosa colaboración y buena voluntad en las actividades de campo y laboratorio, así como en sus observaciones críticas en la redacción del trabajo, por su cariño y amistad

A mi abuelita por soportarme estos dos años dandome alojamiento y cariño

Al CONACYT por la beca de posgrado otorgada para la realización de esta investigación

A la mina en estudio por la información, los análisis realizados y las facilidades brindadas

A la Facultad de Química, en especial al maestro Ciro Márquez, por su asesoría y apoyo técnico en la caracterización de las muestras de agua

A la UNAM por permitirme formar parte de ella, y desarrollarme personal y profesionalmente

Al COMECYT por la beca-tesis otorgada para la impresión de este trabajo

Índice

	Pág.
Resumen	4
Abstract	5
Glosario	12
Capítulo 1. Introducción	13
1.1. Problemática	18
1.1.1. Situación actual de la minería en México	18
1.1.2. Producción minera en México	19
1.1.3. Mina en estudio	22
1.2. Objetivos	24
1.3 Hipótesis	25
1.4. Alcances	25
Capítulo 2. Fundamentos	26
2.1. Flotación de minerales sulfurosos con colectores “tíoles”	27
2.2. Flotación de minerales sulfurosos complejos	30
2.3. Activación de minerales sulfurosos de zinc	34
2.3.1 Activación de la esfalerita por iones de cobre	35
2.3.2 Activación por iones de plomo	37
2.4. Discusión	40
Capítulo 3. Metodología	42
3.1 Recirculación de agua	42
3.1.1 Recirculación de moléculas orgánicas	44
3.1.2 Acumulación de especies inorgánicas	45
3.1.3 Acumulación de colectores	46
3.1.4 Otros factores	46
3.2 Descripción del proceso actual	47
3.3 Consideraciones para la realización de los balances de materia de agua	52
3.4 Caracterización química de muestras de agua del proceso	53
Capítulo 4. Resultados y discusión	55
4.1 Balances de agua	55
4.1.1 Uso actual del agua	57
4.1.2 Uso más eficiente del agua	57
4.2 Caracterización química de las muestras de agua	58
4.3 Tratamientos convencionales	60
4.3.1 Tratamiento químico y precipitación	60
4.3.1.1 Hidróxido y carbonato de calcio	60
4.3.1.2 Sales de bario	62
4.3.1.3 SAVMIN	63
4.3.1.4 CESR	64
4.3.2 Tratamiento por membranas	65
4.3.2.1 Osmosis inversa	65
4.3.2.2 Proceso SPARRO	65
4.3.2.3 Electro diálisis	66
4.3.3 Intercambio iónico	66
4.3.4 Otros métodos	67

4.4 Tecnología propuesta	67
4.4.1 Sustratos utilizados	69
4.4.2 Condiciones de operación del bio-reactor	71
4.5 Propuestas aplicables directamente al proceso	73
4.6 Discusión final	75
Capítulo 5. Conclusiones y recomendaciones	80
5.1. Conclusiones	80
5.2. Recomendaciones	82
Apéndice 1 Acervo fotográfico	84
Apéndice 2 A.2.1. Datos de análisis químicos de muestras de agua (Durán-de-Bazúa et al., 2006)	96
A.2.2. Metodologías empleadas en la caracterización analítica de muestras de agua y agua de jales de la empresa en estudio	99
Referencias	100

Listado de tablas, gráficas y figuras

	Pág
Tabla 1.1. Relación de la actividad minera y su impacto al ambiente (INE, 1994)	18
Tabla 1.2. Participación de México en la producción minera mundial 2002-2003 (SE, 2005)	20
Tabla 1.3. Volumen de la producción minera del Estado de México, en toneladas, para 1997 (Arroyo-Pedraza, 2001)	23
Tabla 1.4. Producción minera en el Estado de México (SEDECO, 2004)	24
Tabla 2.1. Pproducto de solubilidad de algunos sulfuros metálicos, xantatos e hidróxidos a 25°C (Kakovskii,1957)	28
Tabla 3.1. Calidad de agua en presa de jales (ppm) (Broman, 1980)	44
Tabla 3.2. Datos obtenidos con y sin agua recirculada (%) (Broman, 1980)	44
Tabla 3.3. Efectos de utilizar agua reciclada en la flotación de sulfuros (Rao y Finch, 1988)	46
Tabla 3.4. Sulfuros metálicos presentes en la mina en estudio	47
Tabla 3.5. Composición mineralógica de mina en estudio	48
Tabla 3.6. Consumo de reactivo mensual (Ochoa, 2005)	51
Tabla 4.1. Balance de agua calculado versus el especificado por el personal de la mina y propuesto	57
Tabla 4.2. Caracterización de muestras de agua tomadas en la zona de la mina en estudio (Durán-de-Bazúa et al., 2006)	58
Tabla 4.3. Técnicas utilizadas para el tratamiento de efluentes mineros (Rao y Finch, 1988)	61
Tabla 4.4. Clasificación de tratamientos de agua (Bowel, 2000)	62
Tabla 4.5. Contaminantes presentes en el agua residual municipal (Metcalf y Eddy, 1991)	70
Tabla 4.6. Donadores de electrones en la reducción de sulfatos o sulfitos	71
Tabla 4.7. Costos de capital, de operación y de mantenimiento de las presas de jales con tecnología actual y tecnología de procesamiento de “pastas” (Archibald, 2005)	75

Tabla 4.8.	Comparación de los tratamientos propuestos	78
Tabla A.2	Datos experimentales obtenidos de las muestras de agua y aguas residuales recolectadas en la mina en estudio	97
Gráfica 1.1.	Participación en el valor de la producción nacional por grupo de minerales y metales, 2003 (SE, 2005)	21
Gráfica 1.2.	Participación en el valor de la producción nacional por mineral, 2003 (SE, 2005)	21
Figura 1.1.	Principales regiones mineras productoras (Olivares e Hidalgo, 2001)	20
Figura 1.2.	Zonas mineras del Estado de México (INFOME GEM, 2002)	22
Figura 1.3.	Plano de municipios del Estado de México (Centro Nacional de Desarrollo Municipal, 2001)	23
Figura 2.1.	Flotación de la galena en función del pH en presencia de 10^{-4} M del xantato de etilo (Fuerstenau, 1982)	28
Figura 2.2.	Porcentaje de recuperación de la pirita en función del pH a varias dosis de etilxantato de potasio (Fuerstenau et al., 1968)	29
Figura 2.3.	Flotación de la esfalerita en función del pH con 1.3×10^{-4} M de xantato de etilo (Trahar et al., 1997)	29
Figura 2.4.	Porcentaje de flotación contra tiempo de partículas de galena con xantato de etilo a pH 4; en ausencia de rebabas de óxidos de hierro(O), antes (Δ) y después (\square) de la adición del xantato de etilo (Bandini et al., 2001)	31
Figura 2.5.	Efecto del material de molienda y del gas en la separación de la galena de la pirita: (zona sombreada) acero; (línea completa) 30% peso medio cromado; (\square) purga nitrógeno; (Δ) aire; (O) oxígeno (Peng et al., 2003 a)	31
Figura 2.6.	Efecto del material de molienda y el gas utilizado en la separación de calcopirita de la pirita: (símbolos vacíos) acero templado; (símbolos negros) 30% en peso de medio cromado; (\square) Gas nitrógeno; (Δ) Aire; (0) Oxígeno (Peng et al., 2003b)	32
Figura 2.7.	Diagrama de distribución de las especies de Cu II en función del pH a 25°C. Concentración total de cobre de 10^{-4} M (Huang, 2003)	36
Figura 2.8.	Comportamiento electrocinético del SiO_2 y la esfalerita en ausencia y presencia de 10^{-4} M Cu^{++} (Jain y Fuerstenau, 1985).	37
Figura 2.9.	Influencia del xantato y del plomo en la flotabilidad de la esfalerita a un valor de pH de 9, utilizando A65 como espumante (Trahar et al., 1997)	38
Figura 2.10.	Dependencia de la flotación de la esfalerita activada con plomo y la galena del pH, utilizando A 65 como agente espumante (Trahar et al., 1997)	38
Figura 2.11.	Diagrama de solubilidad de Pb(II) en función del pH a 25°C. La concentración total de plomo es de 10^{-4} M (Huang, 2003). El área sombreada muestra las especies sólidas	39
Figura 3.1.	Diagrama de flujo general de agua (modificado de Mwale, 2005)	43
Figura 3.2.	Diagrama esquemático del proceso en estudio (Torres, 2005)	47
Figura 3.3.	Circuito de Flotación Plomo-Cobre	49
Figura 3.4.	Circuito de separación plomo- cobre	50

Figura 3.5.	Circuito de flotación del Zinc	50
Figura 3.6.	Balance general de agua de la minera en estudio	52
Figura 4.1.	Balance de agua promedio de la mina en estudio	55
Figura 4.2.	Diagrama de proceso de la mina en estudio (con adecuaciones en líneas punteadas) (Los numerales que marcan las corrientes están descritos en la Tabla 4.1)	56
Figura 4.3.	Solubilidad de sulfuros en función del pH	59
Figura 4.4.	Proceso SAVMIN(Smit y Silbilski 2002)	63
Figura 4.5.	Proceso Biosulfuro(BioteQ,1999)	72
Figura 4.6	Diagrama esquemático del proceso THIOPAQ (Weijma et al., 2001)	73
Figura 4.7.	Metodología de selección para el tratamiento de efluentes mineros	76
Acervo fotográfico		
Foto 1.	Trituración primaria	85
Foto 2	Cribado trituración secundaria	85
Foto 3	Trituración secundaria y terciaria	85
Foto 4	Silos de almacenamiento gránulos finos	85
Foto 5	Silos de almacenamiento gránulos finos	85
Foto 6	Molino de bolas	86
Foto 7	Molino de bolas	86
Foto 8	Hidrociclón	86
Foto 9	Hidrociclón	86
Foto 10	Área de acondicionamiento	86
Foto 11	Acondicionamiento reactivo	86
Foto 12	Tanques de acondicionamiento dextrina y xantato	87
Foto 13	Celda de flotación	87
Foto 14	Circuito de flotación plomo-cobre	87
Foto 15	Circuito de flotación plomo-cobre	87
Foto 16	Circuito de flotación plomo-cobre	87
Foto 17	Celdas de flotación cobre	88
Foto 18	Celdas de flotación cobre	88
Foto 19	Circuito de flotación de cobre	88
Foto 20	Acondicionamiento con SO ₂	88
Foto 21	Circuito de flotación de zinc	89
Foto 22	Circuito de flotación de zinc	89
Foto 23	Espesadores de plomo y zinc	90
Foto 24	Espesador de cobre (fuera de servicio)	90
Foto 25	Espesador de cobre (temporal)	90
Foto 26	Filtro prensa plomo	90
Foto 27	Filtro prensa zinc	90
Foto 28	Patio de almacenamiento de producto terminado	91
Foto 29	Patio de almacenamiento de producto terminado	91
Foto 30	Punto de muestreo PJJ01 agua en presa de jales	92
Foto 31	Punto de muestreo PJJ01 agua de presa de jales	92
Foto 32	Punto de muestreo PJJ02 agua en presa de jales	92
Foto 33	Tanque de agua de reproceso (PJMA5)	92
Foto 34	Tanque de agua de reproceso (PJMA5)	92

Foto 35	Agua de reproceso (PJMA5)	93
Foto 36	Agua de reproceso (PJMA5)	93
Foto 37	Agua de mina (PJMA8)	93
Foto 38	Agua de mina (PJMA8)	93
Foto 39	Agua de manantial (PJMA7)	93
Foto 40	Agua de manantial (PJMA7)	93
Foto 41	Agua de galería (PJMA6)	94
Foto 42	Agua de galería (PJMA6)	94
Foto 43	Cauce de río aguas arriba (PJMA10)	94
Foto 44	Cauce de río (PJMA9)	95

RESUMEN

El empleo del agua recirculada sin tratamiento en un proceso de beneficio, ocasiona efectos negativos en la eficiencia del proceso, por el grado y porcentaje de especies disueltas (orgánicas e inorgánicas) que se acumulan durante la operación. En una empresa minera en donde se encuentran presentes sulfuros complejos existen pérdidas por selectividad y recuperación durante la recirculación del agua residual, las cuales se deben a la combinación de diversos factores: xantatos residuales y productos de oxidación (dixantógenos) que se adsorben en forma no selectiva a la mayoría de los sulfatos; sulfuros residuales que causan depresión indeseada; presencia de iones metálicos como Cu^{++} , Fe^{++} , Pb^{++} , que causan la activación indeseada y, finalmente, iones alcalinos que activan a la ganga no sulfurosa. Esta investigación se enfocó al análisis del proceso minero de concentración con el fin de buscar posibles opciones de minimización del consumo de agua y la disminución de su impacto ambiental sin afectar su eficiencia. Se estudiaron en la literatura varios tratamientos del agua residual de minas. Entre ellos, el tratamiento mediante bacterias sulfato-reductoras promete ser el más eficiente debido a sus bajos costos de operación y mantenimiento y a su alta remoción de metales pesados en forma de sulfuros, obteniendo un agua con concentraciones de sulfatos menores a 250 mg L^{-1} y de metales del orden de ppb. Asimismo, se realizó una propuesta de reingeniería al proceso actual, también con base en la literatura: (a) Cambiar el colector utilizado para llevar a cabo la flotación de la esfalerita (etoxicarbonil-tionocarbamato, ECTC o la tiourea, ECTU, en lugar de los xantatos). Con esto se incrementa la selectividad con respecto a la pirita y, como consecuencia, disminuye el consumo de reactivos (colector y cal para acondicionar la pulpa) y, a su vez, disminuye el costo de operación y la formación y precipitación de yeso; (b) Cambiar el medio molturante de acero al carbón a acero de alto cromo para minimizar los iones de hierro y aumentar la eficiencia de flotación; y, (c) Colocar un espesador para disminuir la humedad en la descarga reduciendo así la pérdida por evaporación y el consumo de agua fresca para su reposición (ahorrando casi el 50% de la alimentación de agua de manantiales).

Palabras clave: Molienda, flotación de sulfuros, tratamiento de aguas, drenajes ácidos de minas

ABSTRACT

The use of untreated recycled water in the sulphide flotation process has negative effects on the metals recovery and grade by the presence of dissolved compounds (inorganic and organic), that accumulate during the operation. In sulphide complex mining sites, the loss in selectivity and recovery can be attributed to the following factors: Residual xanthates and their oxidation products (dixanthogens), which adsorb unselectively most sulphides; residual sulphides which cause undesirable depression; metallic ions like Cu^{++} , Fe^{++} , Pb^{++} that cause undesirable activation, and finally, alkaline ions that activate nonsulphide gangue. This investigation was carried out in a mining concentration process with the aim of minimizing the use of water and reducing its environmental impact without affecting the process performance. A number of wastewater treatment techniques for mining were studied and discussed. Among them, the biological treatment by sulfate-reducing bacteria, promises to be the most efficient one by its low operation and maintenance costs, and its high heavy metals removal by sulphide precipitation achieving sulphate concentrations below 250 mg L^{-1} , and metal concentrations in the order of ppb. Also, this investigation proposes some modifications to the presently used process: (a) The change of the collector used in sphalerite flotation (ethoxycarbonyl thionocarbamate, ECTC or thiourea ECTU, instead of xanthates), increasing its selectivity against pyrite, and consequently, reducing the use of other reagents (collector and slime to condition the pulp), and decreasing the operation costs and the gypsum formation and precipitation; (b) Substitution of the grinding medium from carbon steel to high chromium alloy steel to decrease iron ions and to increase the flotation efficiency; and (c) Installation of a thickener to reduce the amount of water in the tailings discharge, reducing the evaporation losses and the use of make-up water (saving up to 50 per cent of the fresh water supply from springs).

Key Words: Grinding, sulphide flotation, wastewater treatment, acid mine drainage

CAPÍTULO 1

INTRODUCCIÓN

La minería es el conjunto de actividades referentes al descubrimiento y la extracción de minerales que se encuentran debajo de la superficie de la tierra. Estos minerales pueden ser metales (como el oro y el cobre) y no metales (como el carbón, el amianto, joyas y materiales de construcción como la grava, la arena, etc.) (Anónimo, 2005a).

El planeta está compuesto de más de 100 sustancias básicas, conocidas como elementos. La mayor parte de los elementos en cuestión, es decir los metales, están mezclados con docenas de otros elementos y no es económicamente factible su separación. Sin embargo, ocasionalmente se encuentran grandes cantidades de ciertos metales concentrados en un área relativamente pequeña. (Sumi, 2002).

Una *mena* es una mezcla de minerales, principalmente de hierro, de los cuales se puede extraer uno o más metales con beneficio económico. El sitio donde se encuentran acumulados los minerales de la mena es llamado un yacimiento. Los yacimientos son raros de encontrar (Wills, 1994)

Las menas se clasifican generalmente de acuerdo al tipo de metal de valor, en menas nativas y en menas de compuestos. En las menas nativas el metal está presente en su forma elemental o pura. El oro y el platino se encuentran de esta forma. En cuanto a los minerales compuestos, el metal está mezclado con otros elementos tales como el azufre (el compuesto se llama metal sulfurado), el oxígeno (metal óxido) y otros (Wills, 1994).

Los metales pueden encontrarse en sitios concentrados (yacimientos masivos), en vetas o en yacimientos sueltos (por ejemplo, un yacimiento de grava en el lecho de un río). Si un yacimiento suelto contiene metales, se le llama un yacimiento placer, y se explota usando métodos de minería placer. Los yacimientos masivos se explotan usando métodos de minería de roca dura, los cuales incluyen minas a cielo abierto, minas subterráneas o minas de lixiviación (Higueras, Oyarzun ,2005).

Los minerales que no son metales también se encuentran en forma sólida (como por ejemplo la roca dura) y en yacimientos sueltos (por ejemplo arena y grava). En algunas partes, la explotación industrial de arena, grava y piedra es conocida como minería de agregados (Higueras, Oyarzun ,2005).

Las minas pueden ser de varios tamaños, desde operaciones pequeñas que producen menos de 100 toneladas de mena al día, hasta minas grandes que mueven cientos de miles de toneladas de mena y materiales estériles cada día (Anónimo, 2005b).

Como ya se mencionó arriba, los métodos principales de extracción de metales hoy en día son: minas a cielo abierto, minas subterráneas, minas de lixiviación y minas placer. El método depende del tipo, tamaño y profundidad del yacimiento mineral (Wills, 1994)

Hasta mediados del Siglo XX, la minería subterránea era el método más común de extraer yacimientos masivos. Pero después de la Segunda Guerra Mundial, los avances en la tecnología

y el desarrollo de raseros, niveladoras, palas y camiones más grandes y poderosos permitieron el movimiento de enormes cantidades de materiales estériles y mena, lo cual es indispensable en toda mina a cielo abierto, ya sea grande o pequeña. Hoy en día, las minas a cielo abierto son las menos costosas y son las preferidas de las compañías mineras cuando la mena se encuentra cerca de la superficie (WRM, 2003).

A continuación se hace una breve descripción de cada una de ellas.

Minería a cielo abierto (tajo abierto)

Típicamente, la minería a cielo abierto empieza con la remoción de vegetación y suelo, luego se dinamita extensamente y se remueven los materiales estériles (es decir la roca y materiales que se encuentran por encima de la mena) hasta llegar al yacimiento deseado. Antes de ser extraídos, es necesario romper los materiales estériles y la mena para obtener trozos más pequeños. A medida que la mena que se encuentra más cerca de la superficie es extraída, se van construyendo anchas gradas en las paredes de la mina para permitir el acceso a la mena que se encuentra a mayor profundidad. Estas gradas proporcionan caminos para los vehículos de la mina. (Anónimo, 2005g). Las innovaciones técnicas que ha experimentado la minería a partir de la segunda mitad del siglo XX han modificado radicalmente la actividad, de modo que se ha pasado del aprovechamiento de vetas subterráneas de gran calidad a la explotación (en minas a cielo abierto) de minerales de menor calidad que se encuentran diseminados en grandes yacimientos. (Anónimo, 2005g)

Es importante mencionar dentro de los daños ambientales asociados, la pérdida del suelo formado en la corteza superior y de la vegetación indígena de la zona. Asimismo, queda expuesto el material mineral a los fenómenos de intemperie (conocidos como “intemperismo”) que pueden provocar daños a las zonas aledañas, al subsuelo y especialmente a los mantos acuíferos (WRM, 2003).

La mena se descarga en una máquina para su trituración primaria. El material triturado es almacenado en bastos contenedores de mena o montones sobre el suelo antes de ser enviado a la planta de molienda. Una vez llegado a la planta de molienda, pasa por una serie de procesos que separan los materiales estériles y concentran los metales de interés. Alternativamente, la mena puede ser llevada a un área de lixiviación, en donde se aplican productos químicos a las partículas de mena quebrada para extraerles los metales deseados (Sumi, 2002).

Minería subterránea

Cuando la mena se encuentra a gran profundidad, puede ser más económico enviar trabajadores bajo tierra para romper la mena y cargarla a la superficie. Los minerales que se extraen se encuentran en forma masiva. (WRM, 2003).

Primero, se debe construir una entrada para alcanzar la mena subterránea. Esta entrada puede ser horizontal - en el costado de una montaña (*bocamina*) - o vertical (hacia abajo), a través de un pozo. Desde la entrada principal, se cortan otros accesos horizontales (*picados*) o diagonales (*rampas*) a varios niveles de profundidad y con varios ángulos, para alcanzar la mena (Anónimo, 2005a).

Los trabajadores utilizan perforadoras y explosivos para romper la mena bajo tierra. Dependiendo del tamaño de la mena y de la dureza de la roca a su alrededor, el área de donde se extrae la mena (el *laboreo*) se puede dejar vacía (este método se llama *explotación por*

escalones abiertos). Alternativamente, puede ser necesario rellenar los laboreos con materiales estériles, desechos de la planta de molienda y otros materiales (como el cemento), que brinden suficiente soporte a las áreas por encima de las cavidades explotadas (este método se llama *laboreo cerrado*). (AECO-AT, 2004)

La mena se lleva a la superficie a través de pozos o bocaminas. La mena extraída se tritura y “chanca” (muele), se concentra y, luego, se refina (Sumi, 2002, Anónimo, 2005g).

Minería por lixiviación

En este método de extracción de metales se utilizan productos químicos para disolver (*lixiviar*) los minerales de una mena sin extraerla del tajo. Este método también es conocido como lixiviación *in situ*. En ciertos casos, se extrae la mena primero, se apila en montones sobre la superficie y luego se le aplican productos químicos. Este método de procesar los minerales se conoce como lixiviación en montones o en pilas (“rumas”, término usado en Centro y Sudamérica) (Sumi, 2002).

Para realizar la minería por lixiviación, se perfora con taladros la roca intacta y se agrega una solución química (generalmente un ácido) que penetra la mena y disuelve los metales. Debido a que la porosidad natural de la mayoría de las rocas es muy baja para permitir la penetración rápida y extensa de esta solución química, a menudo es necesario fracturar las rocas utilizando explosivos, para maximizar el contacto de la solución con la mena (Wills, 1994).

Este método se utiliza para extraer minerales de baja ley tales como uranio y otros materiales que se disuelven fácilmente, tales como la sal y la potasa, pero generalmente no se utilizan para extraer metales (Sumi, 2002).

Minas de agregado

La arena, grava y piedra son llamados *agregados*. Los agregados son el material principal en el concreto y asfalto y, por lo tanto, son muy importantes en la industria de construcción de caminos y edificios y en los soportes de las propias minas, especialmente las subterráneas. (Wills, 1994).

Las principales fuentes de arena y grava son los canales de los ríos, los terrenos aluviales y los terrenos previamente ocupados por glaciares. La arena y la grava se encuentran generalmente en depósitos superficiales en ríos o cerca de ellos, ya que los materiales sueltos son lavados río abajo por la corriente. Los ríos más caudalosos llevan en sí partículas grandes. A medida que el caudal disminuye en las curvas o en la boca de un río, algunos de estas partículas se depositan allí. Los depósitos de agregado que no se encuentran cerca de las corrientes de agua pueden ser el resultado de ríos que se han secado o de antiguos glaciares. (Sumi, 2002).

Los depósitos de agregado suelen contener mezclas de arena, grava, y partículas más grandes. A menudo, hay una variación considerable en la calidad de estas mezclas: en algunos casos contienen casi solo arena y, en otros, casi sólo grava y rocas. Dependiendo del tamaño de los diversos materiales en el depósito, la secuencia del proceso de minería cambia. Puede ser necesario socavar simultáneamente distintas áreas del depósito para obtener la mezcla deseada. (Anónimo, 2005g)

Finalizada la extracción, se inspecciona, se tritura y se lava el material obtenido para satisfacer los requisitos del producto deseado, pero no es necesario utilizar productos químicos o ningún otro proceso adicional (Sumi, 2002).

Los expertos en minería, generalmente la dividen para su estudio, en fases. A continuación, se da una breve descripción de ellas (Vega, 1999).

EXPLORACIÓN. El principal objetivo de la fase de exploración es el de encontrar menas cuya explotación rinda ganancias económicas. La exploración tiene sus propias fases, que incluyen: exploración preliminar/prospección, exploración adicional, identificación del mineral deseado, muestreo en masa, y el establecimiento de plantas piloto (Vega, 1999).

DESARROLLO DE LA MINA. Esta fase puede dividirse en cuatro tipos de actividades: evaluación y estudios de factibilidad; ingeniería y diseño ambiental; evaluación de efectos ambientales y consulta pública; y construcción (Vega, 1999).

PRODUCCIÓN. Ocurre cuando se empieza a extraer mena de la mina. Luego, es necesario separar los materiales estériles de los metales valiosos, y enviar los metales crudos a fundición o refinado, para obtener el metal puro (es decir, en su estado de venta) (Vega, 1999).

EXTRACCIÓN DE LA MENA. Esta etapa está compuesta de: extracción de la mena de por debajo de la tierra; separación inicial de los materiales estériles y los metales valiosos; y trituración inicial para facilitar el transporte a la planta de molienda. A pesar de que cada depósito es diferente, por lo general se utilizan los mismos pasos para extraer la mena, ya sea que se trate de una mina de cielo abierto o de una mina subterránea. Estos pasos son: perforación, explosiones, desescombros y transporte. Para obtener acceso a la mena, se detonan materiales explosivos colocados dentro de agujeros perforados en la roca. Después de la explosión, la roca fragmentada se carga en camiones y se transporta a las instalaciones de procesamiento mineral o a las plantas de trituración primaria. A medida que la explotación de la mina progresa, se socavan tajos a cielo abierto o laberintos de galerías subterráneas. En ciertos casos, las galerías se rellenan con materiales estériles, ya sea para reforzarlas, o por conveniencia para evitar contaminar suelos adicionales cercanos a la mina. (Anónimo, 2005g; Vega, 1999)

PROCESAMIENTO DE LA MENA. Algunos minerales, como el carbón y la sal y los agregados como la arena y grava, se utilizan casi en el mismo estado en que se extraen. Pero los metales generalmente ocurren en combinación con otros metales, por lo que es necesario someterlos a procedimientos químicos y físicos para separar los metales deseados de las partículas no deseadas en la mena. El procesamiento descrito más adelante se refiere sólo a la primera de dos etapas. Una etapa final de procesamiento suele ser necesaria para separar el metal de otros compuestos químicos (sulfatos u otros). La etapa final de procesamiento es la llamada metalurgia de extracción (Anónimo, 2005b).

La etapa de beneficio conlleva tres pasos principales: trituración primaria y secundaria (“chancado”) molienda (“molino” término usado en Centro y Sudamérica) y concentración. (Anónimo, 2005b).

Trituración primaria y secundaria: La trituración primaria rompe la mena en trozos que facilitan su transporte hacia el sistema de trituración secundaria que convierte los trozos en partículas suficientemente finas para poder ser procesadas en la planta de molienda (Anónimo, 2005d)

Molienda: En la molienda se liberan los minerales valiosos del material estéril siendo este el último proceso de reducción de tamaño de partícula (Anónimo, 2005d)

Concentración: Una vez lograda la liberación de las partículas con valor son concentradas de las partículas estériles, en función de las propiedades que éstas presentan. Hay varias formas de lograr la concentración de los minerales valiosos: flotación, concentración gravimétrica y separación magnética (Anónimo, 2005d)

Flotación: se mezcla la mena con agua (pulpa), que luego se bombea hacia grandes tinajas. En las tinajas llenas de esta pulpa se agrega aire y productos químicos como diesel y aceite de pino, creando burbujas. Luego se agrega otro tipo de producto químico que provoca que las partículas de mineral valioso se adhieran a las burbujas que van ascendiendo a la superficie; estas son posteriormente retiradas de las tinajas en forma de una solución cargada de metales, que a su vez se filtra para extraerle el agua y concentrar los metales (Anónimo, 2005e.).

Concentración gravimétrica: Éste es uno de los métodos más antiguos, y es utilizado para ciertos tipos de mena que no responden bien al método de flotación (por ejemplo el acero, amianto, carbón y ciertos tipos de minerales de oro y plata). Este método es utilizado cuando los minerales valiosos deseados son más pesados (o más livianos), que el resto de materiales en la mena. La mena molida se hace circular a través de una caja llamada criba hidráulica, en la que se bombea agua por arriba y por abajo y la pulsación del agua causa que los materiales de mayor peso se hundan y los más livianos permanezcan por encima de un filtro (Anónimo, 2005e; Wills, 1994).

Separación magnética: Se usa un fuerte campo magnético para concentrar y limpiar menas de acero y otros minerales que no responden muy bien al método de flotación (Wills, 1994).

Los desechos del proceso de molienda y posterior concentración (llamados en México “jales”, de la palabra náhuatl *xalli*, arena fina) contienen una mezcla de productos químicos, partículas de roca fina y metales no deseados. A menudo se agrega agua a esta mezcla para facilitar su transporte a los sitios de disposición final, conocidos en México como “presas de jales” y en Sudamérica como “canchas de relaves”. Estos residuos representan uno de los mayores problemas asociados a la minería en todo el mundo y México no es la excepción. (INE, 1994)

CIERRE Y REMEDIACIÓN DE LA MINA. No es raro que una mina cierre temporalmente, por ejemplo cuando la demanda del producto disminuye o si los precios de los metales disminuyen hasta el punto de volver la operación no rentable. En la mayoría de los casos, los equipos y edificios reciben mantenimiento en anticipación al momento en que empiece de nuevo la explotación. La demanda de remediación de suelos y subsuelo perturbados ha aumentado recientemente ya que el público y la industria reconocen que suelos y aguas saludables son recursos esenciales para el bienestar de las generaciones presentes y futuras. La mayoría de los gobiernos y autoridades reconocen que, a cambio del privilegio de la explotación minera, la industria debe responsabilizarse de la remediación de faenas mineras, incluyendo la minimización de riesgos o efectos ambientales. (Vega, 1999)

1.1 Problemática

1.1.1 Situación actual de la minería en México

La minería es una de las actividades económicas de mayor tradición en México, que contribuye en gran medida con el desarrollo económico del país, suministrando insumos a una serie de industrias (construcción, metalúrgica, siderúrgica, química y electrónica). De acuerdo con información de la Dirección General de Minas (SECOFI, 1995), la industria minera nacional es mayoritariamente metálica, y se dedica principalmente a la producción de cobre, zinc, plata y plomo.

Debido al desarrollo y modernización en los procesos de extracción y procesamiento de los recursos minerales, así como a la generación de grandes cantidades de residuos provenientes de sus procesos, la industria minera en México ha generado por siglos una gran cantidad de desechos y sitios contaminados a lo largo de todo el país. La producción minera en México, se concentra en doce entidades: Chihuahua, Michoacán, Zacatecas, Durango, Sonora, Coahuila, Guanajuato, San Luis Potosí, Hidalgo, Sinaloa, Colima y Jalisco (INE, 1994).

En la Tabla 1.1, se resumen las etapas de los procesos mineros y su relación en cuanto a impacto al ambiente.

Tabla 1.1. Relación de la actividad minera y su impacto al ambiente (INE, 2005)

Fase	Descripción	Impacto ambiental
Exploración	Usando barrenos, obras y perforaciones	Destrucción de vegetación y remoción e inhabilitación de suelos al cubrirlos con material mineral subterráneo
Explotación	Obras diversas: tiros, socavones, patios para depósito de minerales, zonas para descarga de materiales	Operación de presas de jales: arrastre de residuos peligrosos. Descarga de aguas residuales
Procesamiento	Concentración Trituración y molienda Tratamientos previos	Generación de ruido, vibración y emisión de polvo
Fundición y refinación	Obtención de metales y sus aleaciones (uso de hornos industriales) Eliminación de impurezas en los metales para aumentar la ley de contenido	Emisiones a la atmósfera, residuos peligrosos y aguas residuales

La minería en México explota depósitos a cielo abierto o subterráneos, mas no aprovecha el mineral presente en la plataforma marina. Para separar el mineral de todos aquellos materiales sin valor se utilizan básicamente dos métodos: La flotación y la hidrometalurgia. Las afectaciones al ambiente incluida la generación de residuos peligrosos, se relacionan con todos o alguno de los siguientes fenómenos (Anónimo, 2005c; Hilson 2003):

- Destrucción de la capa de suelo, flora y fauna durante el “descapote”
- Formación de terrenos y movimientos de sedimentos hacia cuencas del área
- Oxidación de minerales insolubles y formación de sustancias solubles ácidas con alto contenido de metales (drenaje ácido)
- Alto consumo de agua
- Descarga de lixiviados con presencia de iones metálicos y reactivos tóxicos. En el caso de la hidrometalurgia, el pH es muy ácido y la toxicidad mucho más elevada que en la flotación
- Generación de “jales” como remanentes del beneficio
- Generación de aceites gastados, llantas, disolventes , polímeros, etcétera
- Generación de ruido y emisiones (polvos, gases y humos)
- Generación de basura doméstica

De acuerdo con la normatividad vigente (NOM-ECOL-052-1993), se considera como residuo peligroso a los “jales”, a los aceites gastados y a los disolventes residuales. No se clasifican como peligrosos los terrenos que fueron dañados por la explotación (minas a cielo abierto, por ejemplo). Los drenes ácidos que desprenden los terrenos, las llantas, los plásticos y la chatarra también se consideran como residuos peligrosos. A excepción de la chatarra que se vende, el resto de los residuos generan múltiples problemas al no ser dispuestos adecuadamente.

1.1.2 Producción minera en México

La minería mexicana comprende la explotación de metales preciosos, metales industriales, minerales metálicos y no metálicos, y metales obtenidos como subproductos. La producción minera estaba tradicionalmente dedicada a la plata y el oro, pero ha cambiado desarrollándose la de los metales industriales, hasta convertir al país en un importante productor de plomo y zinc.

La minería mexicana se ubicó entre los once principales productores mundiales en 18 minerales (Tabla 1.2) (SE, 2005).

El sector minero aporta entre el 1.17% y 1.5% al producto interno bruto nacional y de manera estimada representa el 2.4% de la producción minera mundial. México ocupa el 9° lugar en la producción minera mundial y el 4° lugar en la producción minera de Latinoamérica (INEGI, 2004).

A nivel nacional, el grupo de minerales industriales no ferrosos cubrió 37.3% del valor de la producción minero-metalúrgica nacional, seguido de los metales preciosos (25.2%), metales y minerales siderúrgicos (21.4%), y minerales no metálicos (16.1%) (Gráfica 1.1).

Por mineral, la principal industria del sector, considerando el valor de la producción minero-metalúrgica, es la del cobre, con una participación de 20%; seguido de la producción de plata y zinc (Gráfica 1.2).

Tabla 1.2. Participación de México en la producción minera mundial 2002-2003 (SE, 2005)

Lugar	Producto	Porcentaje mundial
1	Plata	13.7
	Celestita	32.6
2	Bismuto	28
	fluorita	16.2
4	Cadmio	10.7
	Wollastonita	9.3
	Arsénico	5.1
5	Plomo	4.9
	Barita	4.2
6	Zinc	4.9
	Diatomita	3.9
7	Molibdeno	2.8
	Sal	3.6
	Grafito	1.1
	Manganeso	1.4
9	Yeso	3.8
10	Feldespatos	3.3
11	Cobre	2.6

En la Figura 1.1 se muestran las principales regiones mineras productoras así como su aportación a nivel nacional (Olivares e Hidalgo, 2001).

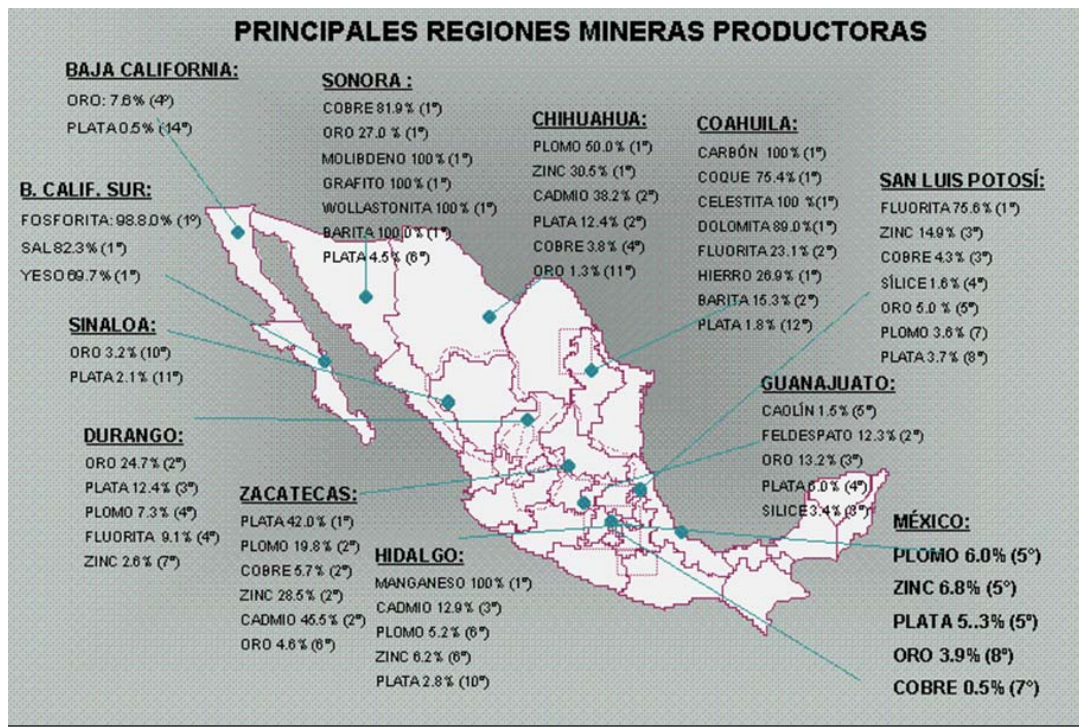
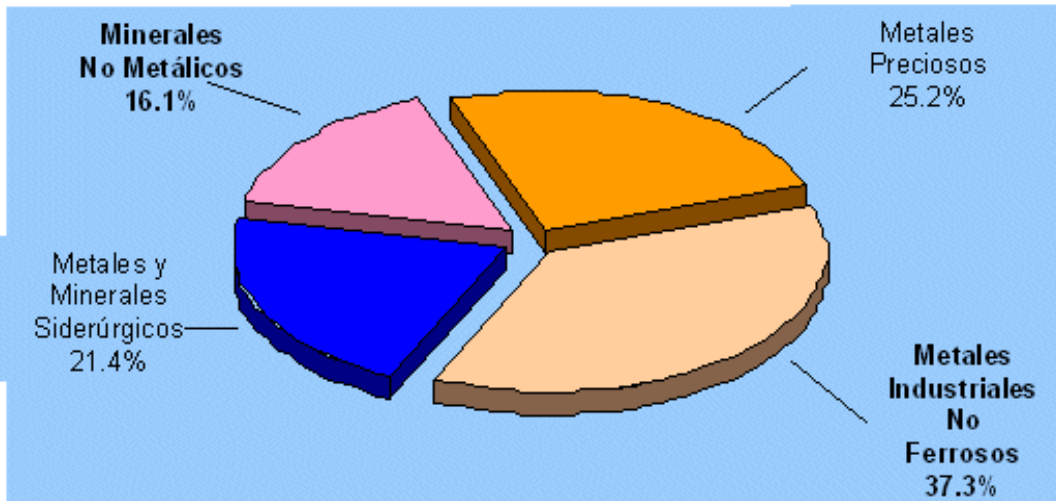
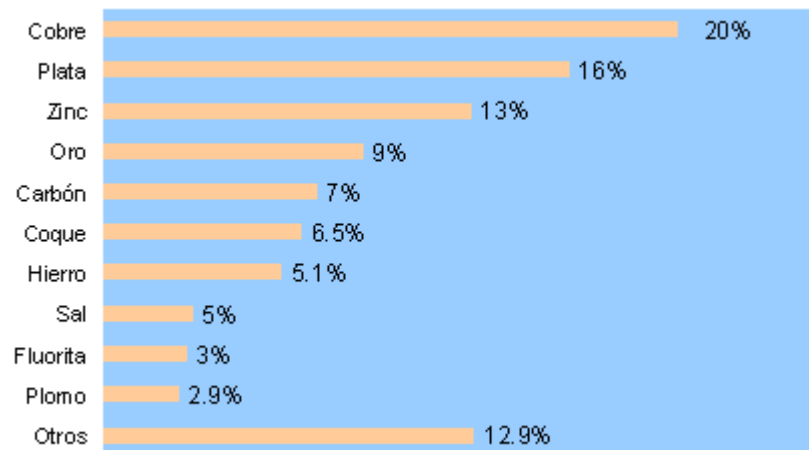


Figura 1.1 Principales regiones mineras productoras (Olivares H. e Hidalgo J. 2001)

La minería ha sido de mucha relevancia en los últimos años, ya que es una fuente de empleos para las regiones en las que se desarrolla. En la actualidad, el Estado de México cuenta con 242 minas activas de minerales no metálicos (Figura 1.2), tales como la arena, la grava, las calizas, las canteras volcánicas de diatomita, tezontle, tepetate, calcita y arcilla común, generando 4700 empleos directos en zonas rurales. Hay, además, 300 localidades con potencial minero. Para los minerales metálicos existen 3 minas activas brindando 760 empleos directos en zonas rurales y existen 88 localidades con potencial (INFOMEGEM, 2002).



Gráfica 1.1. Participación en el valor de la producción nacional por grupo de minerales y metales, 2003 (SE, 2005)



Gráfica 1.2. Participación en el valor de la producción nacional por mineral, 2003 (SE, 2005)

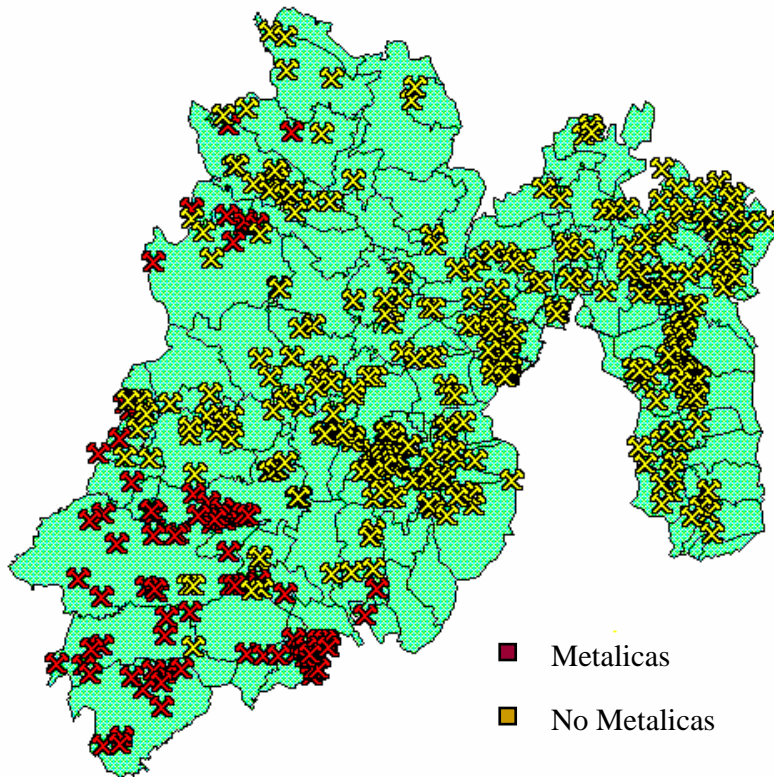


Figura 1.2. Zonas mineras del Estado de México (INFOMEGEM 2002)

1.1.3 Mina en estudio

La mina que será el objeto de esta investigación se encuentra ubicada en un municipio del Estado de México. Este municipio se llama Zacazonapan, nombre de origen náhuatl, que se compone de *zacatzontetl*, césped o pasto, de *atl*, “agua” y de *pa*, “en” y en su conjunto significa “en agua de céspedes o zacates”. Se localiza en la zona geográfica sur de la entidad, las coordenadas geográficas son entre los paralelos 19° 00´ 17” y 19° 16´ 17” de latitud norte y del meridiano 100° 12´ 55” al meridiano 100° 18´ 13” de longitud oeste (Figura 1.3). Se ubica a una altura media de 1,470 metros sobre el nivel del mar.

Limita al norte con el municipio de Otzoloapan, al sur con la municipalidad de Tejuzilco; al este con los municipios de Temascaltepec y Valle de Bravo y al oeste con Otzoloapan. El territorio municipal tiene una extensión de 67.14 kilómetros cuadrados que representan el 0.30% de la superficie estatal (Arroyo-Pedraza, 2001).

El municipio de Zacazonapan aporta el 57.6% de la producción estatal de oro, 76.9% de plata, 86.18% de zinc, 93.69% de cobre y 63.8% de plomo, respectivamente (Olivares e Hidalgo, 2001).

Las actividades realizadas por la mina en estudio permiten obtener concentrados de zinc, plomo y cobre, los cuales, son extraídos mediante procesos pirometalúrgicos e hidrometalúrgicos en las fundiciones y refineras.

En la mina en estudio se generan 330 empleos directos y 900 indirectos, con una derrama económica de \$32 millones de pesos anuales permitiendo el desarrollo económico del municipio y lo coloca como el principal productor de minerales en el ámbito estatal, de acuerdo con la Tabla 1.3.

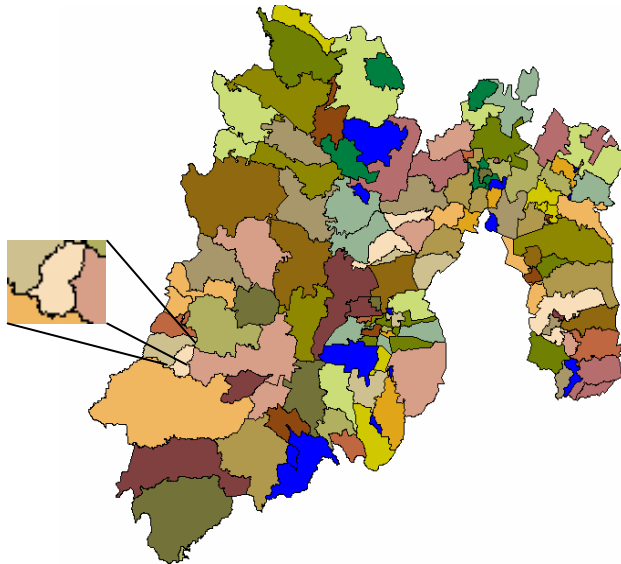


Figura 1.3. Plano de municipios del Estado de México (Centro Nacional de Desarrollo Municipal, 2001)

Tabla 1.3. Volumen de la producción minera del Estado de México, en toneladas, para 1997 (Arroyo-Pedraza, 2001)

MUNICIPIO	ORO	PLATA	COBRE	PLOMO	ZINC
Temascaltepec	296	23,228	11	60	145
Zacazonapan	359	70,476	1,344	3,630	19,691
Zacualpan	39	14,475	19	471	944

Debido a que entre el 95 y 98% del material procesado es desechado en las llamadas presas de jales (Allan, 1995) y tomando en cuenta la extracción de los todos los metales mencionados en la Tabla 1.4 en el periodo de 1994 a 2004 (296,202 ton de los cuales 244,00 son de la mina en estudio), la cantidad de jales producidos en este mismo periodo de tiempo asciende a más de 5,600,000 toneladas, las cuales han casi llenado el vaso de la presa de jales que ellos construyeron para este propósito, justificando así el objetivo de esta investigación.

Tabla 1.4. Producción minera en el Estado de México (SEDECO, 2004)

Año	Oro(kg)	Plata (kg)	Plomo (ton)	Zinc (ton)	Cobre (ton)
1994	83	22,462	549	512	164
1995	374	76,665	2,931	16,761	1,173
1996	694	80,179	4,162	20,780	1,364
1997	811	112,342	4,034	18,876	1,593
1998	796	134,483	4,991	22,555	2,417
1999	692	106,343	4,072	19,650	2,031
2000	762.7	128,690	5,406.60	27,277	2,161
2001	922	149,409	7,434	27,761	1,579
2002	976	148,656	7,605	27,249	1,146
2003	644	120,384	6,533	21,807	980
2004	698	105,647	5,223	23,369	864

1.2 Objetivos

El objetivo de esta investigación es:

Realizar una propuesta de reaprovechamiento integral del agua de proceso de una empresa minera sugiriendo un tren de tratamiento.

Objetivos específicos

- Realizar una revisión bibliográfica del proceso de beneficio así como de los trenes de tratamiento de agua propuestos por diferentes investigadores considerando medios impresos y electrónicos
- Estudiar el proceso de beneficio empleado en una empresa minera localizada en el Estado de México realizando visitas periódicas
- Investigar las concentraciones de los metales y sulfatos presentes en las diferentes corrientes del proceso tomando muestras de agua en puntos seleccionados de la mina
- Llevar a cabo un balance de agua en la empresa minera comparándolo con otras minas reportadas en la bibliografía
- Hacer una propuesta de reaprovechamiento del agua considerando la implementación de un equipo adicional y de un tratamiento útil para la remoción de contaminantes.

1.3 Hipótesis

La hipótesis en la que se basa esta investigación es la siguiente:

El proceso de beneficio puede utilizar el agua residual previamente tratada, reduciendo las cantidades de reactivos inicialmente adicionadas.

1.4 Alcances

En esta investigación se realizarán balances de materia basados en la información proporcionada por el personal de la mina en estudio y la literatura para estimar el consumo de agua y buscar su disminución. No se evaluarán en forma física en la mina ni se harán experimentos en esta fase de la investigación.

CAPÍTULO 2

FUNDAMENTOS

La flotación es un método de separación en el cual las partículas sólidas son separadas mediante burbujas de gas, usualmente burbujas de aire, de un medio acuoso. Para que se lleve a cabo la flotación es necesario que la superficie de las partículas que puedan flotar sean repelidas por el agua. El aire se introduce en la “pulpa” (mezcla de agua y material sólido finamente molido) para que las partículas hidrofóbicas puedan adherirse a las burbujas de aire y ascender a través de la pulpa formando una capa mineralizada de espuma que puede, entonces, ser removida. Las partículas hidrofílicas no se adhieren a las burbujas de aire y se mantienen en suspensión. Este proceso es conocido comúnmente como flotación por espuma (Kirjavainen 2005).

La flotación es muy utilizada en la extracción de metales y menas no metálicas, además de ser aplicada en la industria del papel así como en el tratamiento de aguas residuales. Debido a su historia, la mayoría de los términos están relacionados con la industria minera. Por ejemplo, cuando el mineral valioso se separa con la espuma, este proceso se conoce como flotación directa. El producto de la espuma se conoce como concentrado y la ganga que no contiene minerales valiosos se conoce como colas o, en el caso de México, como “jales”. Si los minerales de la ganga son los que flotan, el proceso se conoce como flotación indirecta y, entonces, los materiales en el fondo se conocen como concentrados. (Anónimo, 2001a)

La mayoría de los materiales y de los minerales son hidrofílicos y humectables en medio acuosos. Esto se debe a las cargas eléctricas superficiales, ya sean positivas o negativas que se desarrollan en los sólidos. Las cargas superficiales atraen a las moléculas polares del agua. Para llevar a cabo la flotación, las superficies hidrofílicas deben transformarse a hidrofóbicas mediante agentes químicos. Los agentes químicos usados para este propósito son llamados colectores. Sin embargo, la estructura superficial de algunos minerales, tales como el talco, el grafito y la molibdenita, tienen un comportamiento neutral e hidrofóbico, por lo que existen algunos minerales que pueden ser flotados sin la adición de un agente colector. (Wills, 1994)

Al hacer pasar aire por la pulpa es posible generar burbujas para la flotación; sin embargo, la tensión superficial entre el aire y el agua es elevada ($7.2 \times 10^{-4} \text{ Nm}^{-1}$) y después de ascender a la superficie las burbujas se rompen y no son capaces de atrapar a las partículas. Para evitar esto, se adicionan agentes “tensoactivos” o surfactantes a la pulpa para que se forme una capa de espuma estable. Los agentes utilizados para este propósito se conocen como espumantes (Anónimo, 2001a).

Normalmente, el propósito de la flotación es separar a uno o más minerales de otros sólidos y la selectividad de adsorción del colector en los minerales capaces de flotar es un prerrequisito para una separación exitosa. La selectividad de la adsorción de un colector se modifica por agentes reguladores, ya que éstos pueden fomentar o inhibir la adsorción de un mineral en particular; por lo tanto, son conocidos como agentes activadores o inhibidores (Nagaraj y Ravishankar, 2005).

Tomando todo esto en cuenta, los agentes químicos utilizados para la flotación pueden clasificarse en las siguientes categorías según su uso: Agentes colectores, agentes espumantes,

agentes activadores, agentes depresores y agentes reguladores. Sin embargo, esta clasificación no es definitiva ya que existen colectores que tienen propiedades espumantes y agentes espumantes que pueden funcionar como colectores. De la misma manera, un activador puede comportarse como un inhibidor bajo ciertas circunstancias y viceversa. Además, es importante enfatizar que los productos químicos utilizados para la flotación varían en su composición, incluyendo compuestos inorgánicos y orgánicos, ácidos y álcalis, así como sus diferentes sales (Nagaraj y Ravishankar, 2005).

2.1 Flotación de minerales sulfurosos con colectores tioles

Los colectores utilizados en mayor medida son los ditiocarbonatos, conocidos técnicamente como xantatos y los ditiofosfatos, sin embargo, los primeros tiene mayor aplicación para la flotación de minerales sulfurosos (Pearse, 2005). Los xantatos se encuentran generalmente en presentaciones sólidas, son totalmente solubles en el agua y son buenos a la hora de recuperar los minerales sulfurosos de una manera no selectiva. Al aumentar la longitud de la cadena del grupo no polar, aumenta el poder de recuperación y disminuye la selectividad. En ocasiones, los ditiofosfatos se utilizan junto con los xantatos para la flotación de minerales sulfurosos complejos (Pearse, 2005).

El mecanismo de adsorción entre el xantato y el mineral con sulfuros se encuentra reportado en la literatura (Buckley y Woods, 1995, 1997; Kartio et al., 1999; Persson et al., 1991; Popov et al., 1989a, b; Popov y Vucinic, 1990; Woods et al., 1998). Los estudios concuerdan que en la mayoría de los casos, excepto en la pirita, el proceso electroquímico que involucra la formación de un xantato metálico se lleva a cabo en el ánodo mientras que la reducción del oxígeno ocurre en el cátodo. Para la pirita, la reacción anódica se basa en la oxidación de xantato a dixantógeno. Sin embargo, Woods et al. (1997), Buckley y Woods (1997) y Kartio et al. (1999) son de la opinión que la primer capa molecular del xantato en la galena está en forma de radicales xantatos quimisorbidos en lugar de moléculas de xantato de plomo.

La mayoría de los xantatos forman sales insolubles con los iones de metales pesados. El producto de solubilidad determina las condiciones para la precipitación de las sales de xantato. La precipitación es posible cuando el producto de las actividades iónicas en solución excede su solubilidad. La Tabla 2.1 muestra los productos de solubilidad de algunos metales sulfurosos, xantatos e hidróxidos. Se puede observar que el etilxantato de zinc es más soluble que el etilxantato de plomo y cobre. Esto implica que cuando los minerales de cobre plomo y zinc están presentes en el sistema, la flotación del cobre y plomo serán mas favorables que la del zinc. Más aún, se cree que la adsorción del xantato en la superficie del mineral sulfuroso está gobernada por la estabilidad relativa de los xantatos metálicos y de los hidróxidos metálicos (Reddy y Reddy, 1988). Por lo tanto, la adsorción del xantato en la superficie del mineral se debe a la mayor estabilidad del xantato metálico cuando se compara con su hidróxido respectivo. Es importante mencionar que el mecanismo de acomplejamiento no requiere mecanismos electroquímicos y pueden operar en solución.

Tabla 2.1. Producto de solubilidad de algunos sulfuros metálicos, xantatos e hidróxidos a 25°C (Kakovskii, 1957)

Sulfuro metálico	Sal	Producto de solubilidad(pKs)
FeS		18.6
ZnS		25.59
PbS		27.46
CuS		36
	Etilxantato de zinc	8.31
	Amilxantato de zinc	11.8
	Etil xantato de plomo	16.77
	Amilxantato de plomo	24
	Etil xantato de cobre II	19.28
	Hidróxido de zinc	16.79
	Hidróxido de plomo	16.09
	Hidróxido de cobre II	14.7

Se sabe que la flotación de los minerales sulfurosos con los xantatos depende fuertemente del pH de la pulpa como se muestra en las Figuras 2.1, 2.2 y 2.3. La Figura 2.1 muestra que la galena puede flotar fácilmente en el intervalo de pH de 3-10 y que los máximos varían con la concentración de agente colector (Figura 2.2). Sin embargo, la esfalerita no lo hace en un pH superior a 5 (Figura 2.3). Para estas pruebas de flotación se utilizaron los minerales en forma independiente y el medio molturante fue de cerámica eliminando así la presencia de iones de hierro debido al material de molienda. Como en la práctica los minerales son molidos con bolas de acero o de acero recubierto de plástico, llega a existir una interacción entre el mineral y el medio molturante. Por lo tanto su flotabilidad se ve afectada por las interacciones entre los diferentes minerales y entre los minerales y el medio molturante (Peng et al., 2003a, b).

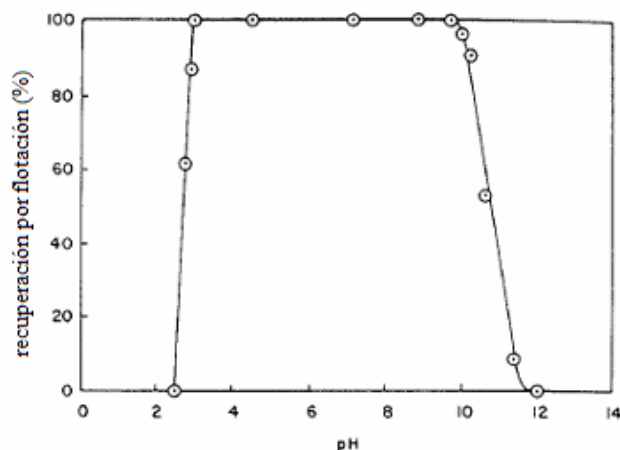


Figura 2.1. Flotación de la galena en función del pH en presencia de 10^{-4} M del xantato de etilo (Fuerstenau, 1982)

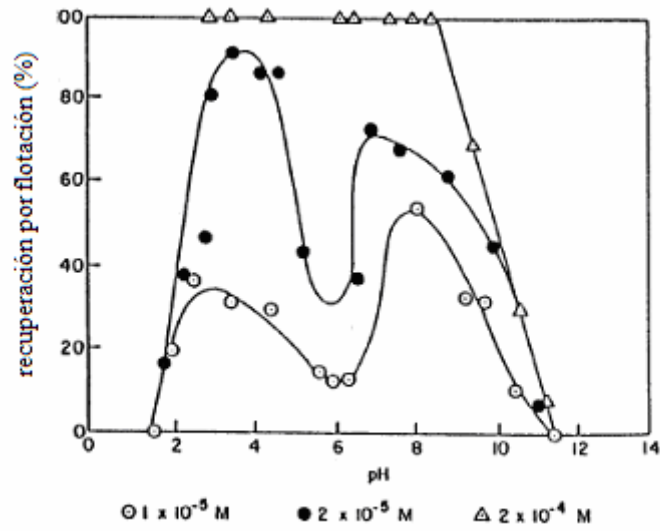


Figura 2.2. Porcentaje de recuperación e la pirita en función del pH a varias dosis de etilxantato de potasio (Fuerstenau et al., 1968)

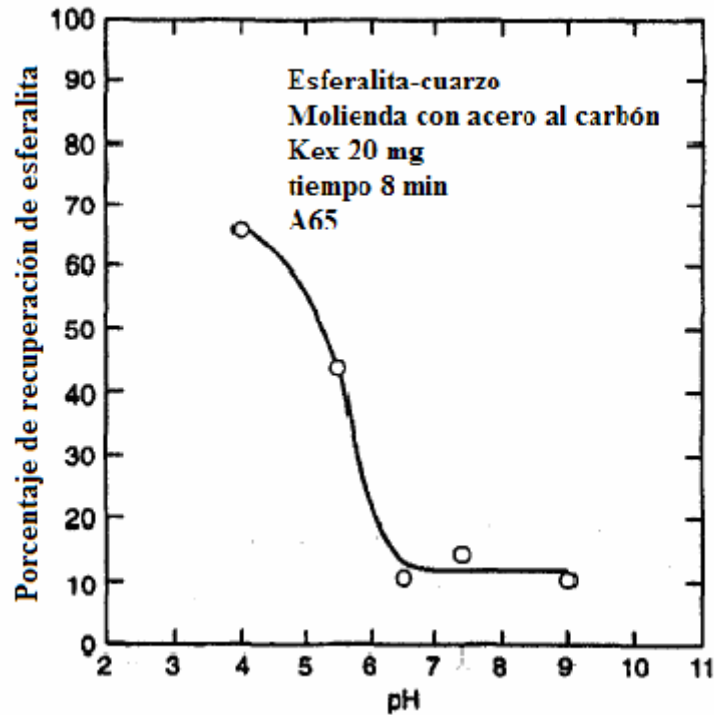


Figura 2.3. Flotación de la esfalerita en función del pH con 1.3×10^{-4} M de xantato de etilo (Trahar et al., 1997)

2.2 Flotación de minerales sulfurosos complejos

La galena y la calcopirita generalmente son separadas primero en el proceso de flotación en un circuito de plomo después de la depresión de la esfalerita y pirita por medio del cianuro, sulfito de sodio, sulfito de zinc (Maximov et al., 2005), ferrocianuros y cianuros en combinación con sulfato de zinc (Fuerstenau et al., 1985) o dextrina (Bulatovic et al., 2001; López-Valdivieso et al., 2004). Posteriormente se realiza la activación de la esfalerita con sulfato de cobre en un circuito de flotación de zinc, mientras que la pirita se deprime elevando el pH mediante la adición de cal.

En la práctica no siempre es así ya que las menas complejas se comportan de manera diferente a los minerales por separado. Esto se debe, entre otras cosas, a las interacciones entre los diferentes minerales de la misma mena, entre los minerales y el material de molienda, y las condiciones electroquímicas presentes en el sistema.

Varios estudios reportan las interacciones galvánicas entre el material de molienda y los diferentes minerales, así como entre los diferentes minerales pueden afectar la flotación selectiva de los minerales sulfurosos dependiendo de las condiciones electroquímicas de la molienda, (Feng y Aldrich 1999; Gonçalves et al., 2003; Greet y Steinier, 2004; Greet et al., 2004; Greet et al., 2005; Guy y Trahar, 1985; Mielczarski y Mielczarski, 2003; Natarajan, 1996; Natarajan e Iwasaki, 1984; Peng et al., 2003a,b; Peng et al., 2002)

Durante la molienda, existe un contacto galvánico entre los minerales sulfurosos y el medio molturante resultando en una corriente galvánica debido a sus diferencias de potenciales. Estos potenciales son más elevados en los minerales sulfurosos que en el hierro (Rao et al., 1976), de tal forma que los primeros funcionan como cátodos mientras que el hierro del material de molienda actúa como ánodo, el cual se oxida mientras que la reducción de oxígeno ocurre en la superficie de los minerales sulfurosos.

El consumo del oxígeno debido al material de molienda provoca un ambiente reductor que afecta a los sulfuros y previene la oxidación y adsorción del xantato. Al mismo tiempo, los productos de corrosión del medio molturante, especies de óxido-hidróxido de hierro, precipitan invariablemente en las superficies de los minerales sulfurosos afectando su flotación (Johnson, 2002, Wei y Sandenbergh, 2005). La Figura 2.4 muestra las curvas de flotación en función de la adición de xantato de etilo en presencia y ausencia de óxidos de hierro (Bandini et al., 2001).

Por otro lado, la reducción del oxígeno ocurrirá en el sulfuro más noble (generalmente pirita) ocasionando una baja afinidad al xantato debido a sus condiciones reducidas (Xiang y Yen, 1998).

Peng et al. (2003a) encontraron que la galena tiene un comportamiento diferente cuando se encuentra sola y en presencia de otros minerales. Sus resultados indican que la purga de gas en el medio molturante tiene una gran influencia en la flotación de la galena cuando se encuentra sola, especialmente cuando el material de molienda es acero, pero tiene un ligero efecto cuando se encuentra mezclado con pirita. Estos resultados concuerdan también con el trabajo realizado por Greet (2005) Además, la pirita también muestra un comportamiento diferente después de ser mezclada con la galena (Figura 2.5).

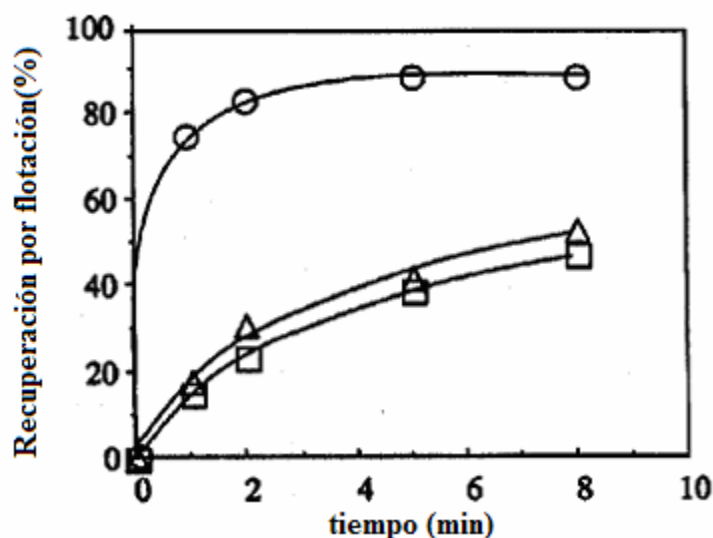


Figura 2.4. Porcentaje de flotación contra tiempo de contacto entre partículas de galena con xantato de etilo a pH de 4; en ausencia de óxidos de hierro(O), antes (Δ) y después (\square) de la adición del xantato de etilo (Bandini et al., 2001)

El efecto de la purga de gas y del tipo de material de molienda en la recuperación de la galena y la pirita también se muestra en la Figura 2.5 y el porcentaje de recuperación de la pirita en función de la calcopirita se muestra en la Figura 2.6.

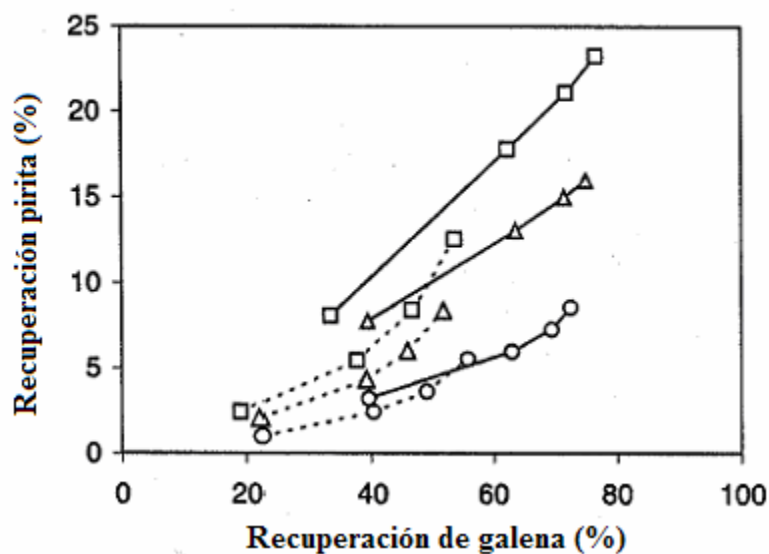


Figura 2.5. Efecto del material de molienda y del gas en la separación de la galena de la pirita: (achurada) acero; (línea completa) 30% peso medio cromado; (\square) purga nitrógeno; (Δ) aire; (\circ) oxígeno (Peng et al., 2003a)

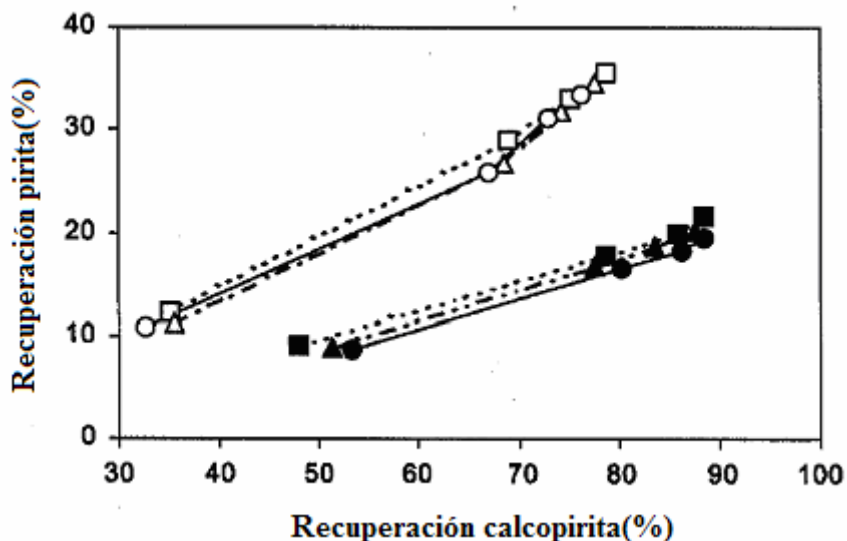


Figura 2.6 .Efecto del material de molienda y el gas utilizado en la separación de calcopirita de la pirita (símbolos vacíos); acero templado (símbolos negros) 30% en peso de medio cromado; (□) gas nitrógeno; (Δ) aire; (O) oxígeno (Peng et al., 2003b)

La Figura 2.6 muestra que el medio molturante cromado produce un mayor porcentaje de recuperación de la calcopirita que el de acero templado y que el tipo de gas utilizado tiene un efecto menor en la flotación de la calcopirita. Además, el medio molturante de acero templado produce una mayor recuperación de pirita que la que se obtiene con el medio molturante cromado y que el tipo de gas purgado durante la molienda no tiene o tiene muy pequeña influencia en la flotación de la pirita. Por lo tanto se produce una mayor selectividad a la calcopirita que a la pirita producida en un medio cromado que en un medio de acero templado (Peng et al., 2003b).

El control de las condiciones de molienda es un reto para la industria minera y se han realizado varios intentos para cuantificar el efecto del ambiente de molienda en el potencial de la pulpa. El potencial de la pulpa se ha utilizado en muchos casos como un indicador del ambiente electroquímico y como una manera de controlar la oxidación/reducción de los minerales presentes en la pulpa. Cuando la pirita está presente en una mena compuesta, se cree que aumentará la oxidación de los otros minerales porque la primera es más noble que la mayoría de los minerales sulfurosos (Gonçalves et al., 2003).

Al controlar el potencial de la pulpa y el pH en el sistema de flotación, en teoría debe de ser posible el flotar de manera selectiva los minerales complejos, debido a las diferentes reacciones electroquímicas que pueden ocurrir a diferentes potenciales. (Vidergauz, 2005)

Durante el proceso de beneficio de los minerales sulfurosos complejos que contiene esfalerita, la flotación de esta última se puede mejorar en presencia de un agente que modifique la superficie tales como los activadores. La presencia de hidróxidos metálicos de la oxidación de los minerales de una mena compleja es una razón por la cual los resultados de un experimento de flotación de un solo mineral no siempre son consistentes. En el laboratorio el efecto de los hidróxidos es eliminado o reducido por el uso del EDTA (Peng et al., 2003b), el cual los disuelve de la superficie del mineral a ser recuperado. Una solución parcial al efecto de la

contaminación por hidróxido es controlar de manera cuidadosa las condiciones de molienda durante el proceso de beneficio de las menas complejas.

La presencia de hidróxidos metálicos producidos de la oxidación de los minerales continúa siendo un problema en muchas plantas de flotación debido a que usualmente activan algunos minerales en un punto inadecuado del circuito de flotación (Wei y Sandenbergh, 2005). Un ejemplo clásico de este comportamiento es la activación y la subsiguiente flotación de la esfalerita en una mena cobre zinc y/o cobre-plomo zinc en el circuito de flotación del plomo. La mayoría de las plantas de cobre-plomo-zinc sufren de una activación indeseada de la esfalerita principalmente por $\text{Cu}(\text{OH})_2$ en el circuito de flotación cobre-plomo.

El tamaño de partícula es otro factor de gran importancia para el proceso de flotación. Aunque en la actualidad el efecto del tamaño de partícula en el desempeño de la flotación ha sido estudiado y muchos de los factores físicos y químicos se han relacionado con el tamaño de partícula, el efecto neto de estos factores es sumamente difícil de predecir (Feng y Aldrich, 1999). Algunos minerales son más susceptibles que otros a la reducción de tamaño y a su subsiguiente flotación (Bazin et al., 2005). Se ha observado que el intervalo óptimo para la recuperación de la galena es de 6-70 micrómetros, mientras que para la esfalerita es de 8-90 micrómetros, 15-60 micrómetros para la calcopirita y 20-150 para la pirita (Trahar y Warren, 1976), mientras que en un diámetro menor a 10 micrómetros disminuye la velocidad de recuperación (Trahar, 1981). La recuperación del mineral por flotación depende de:

- La eficiencia de colisión entre las partículas con las burbujas de aire
- La eficiencia de adhesión de la partícula a la burbuja
- La estabilidad de esta última durante el transporte y la recuperación de la espuma.

La eficiencia de colisión disminuye cuando el tamaño de partícula disminuye para un tamaño de burbuja dado debido a disminuir la masa, y por consiguiente su inercia, disminuye la eficiencia de colisión, mientras que al aumentar el área superficial aumenta la cantidad de reactivo requerido por unidad de masa. La disminución del tamaño de partícula puede aumentar el grado de oxidación superficial y el grado de interacción con otras partículas hidrofílicas (Cullinan et al., 1999, Jameson, 2005; Vigdergauz, 2005). Como resultado, las velocidades de flotación son menores, las partículas finas son más sensibles a la química del agua y a los iones de solución, el aumento en el área superficial en un volumen dado ocasiona problemas en la zona de espesamiento y filtrado, la cinética de flotación es más lenta pero la velocidad de flotación se puede mejorar al disminuir el tamaño de la burbuja (Pease, et al. 2005).

Para llevar a cabo la flotación de partículas finas se han desarrollado varias tecnologías tales como la flotación de aire disuelto, electro-flotación que se encargan de reducir el tamaño de burbuja y floculación-flotación (Song et al., 2001) que aumenta el tamaño de los flóculos.

Los problemas más grandes al manejar partículas finas son el arrastre de ganga fina y la oxidación de los minerales sulfurosos ocasionando productos de oxidación hidrofílicos. Este tipo de problemas se solucionan mediante la adición de depresores poliméricos para disminuir el arrastre de la ganga y mediante un acondicionamiento intenso (Peng, et al., 2005) o la adición de un floculante que se encargue de recolectar de manera selectiva los minerales de interés. Song, et al. (2001) recomiendan la adición de pequeñas cantidades de un aceite no polar tal como el keroseno.

La experiencia muestra que la flotabilidad de las partículas es mejor en tamaños intermedios. Para el caso de los sulfuros el intervalo del tamaño de partícula es de 10-100 μm . En este intervalo de tamaño de partículas, se tienen una rápida flotación y una buena recuperación y selectividad. En tamaño de partículas mayores la velocidad de flotación es menor y su recuperación es menor que en el tamaño intermedio debido a que aunque se favorecen las colisiones partícula- burbuja, las fuerzas hidrodinámicas asociadas con la turbulencia y la fuerza de gravedad afectan en mayor medida a las partículas gruesas causando un desprendimiento de la partícula de la burbuja de aire (Jameson, 2005). Por lo tanto, requieren que su superficie sea altamente hidrofóbica aumentando así la cantidad de reactivo requerida (Bravo, et al. 2005). Por eso cualquier decremento en la hidrofobicidad de las partículas, como puede ser bajas dosis de colector, se puede detectar al tener baja recuperación de las partículas gruesas.

Las razones principales por las cuales las partículas finas no flotan en muchos circuitos de flotación son debido a que se encuentran mezcladas con partículas gruesas y menas complejas (Pease, et al. 2005)

Las partículas finas necesitan mayor cantidad de colector y un tiempo de flotación mayor, pero las condiciones de flotación normalmente se adecuan a la fracción gruesa. Las partículas finas y gruesas nunca flotarán de manera adecuada en el mismo equipo debido a que no se puede realizar una optimización para ambas. (Pease, et al. 2005).

2.3 Activación de minerales sulfurosos de zinc

Los activadores son generalmente utilizados en la flotación de minerales sulfurosos que contienen zinc debido a que estos minerales no responden de manera satisfactoria con colectores tioles de cadena corta. Los activadores alteran la naturaleza química de la superficie para que se conviertan en algo más flotable después de sus interacciones con los colectores. Los activadores son generalmente sales solubles los cuales se ionizan en solución y posteriormente reaccionan con la superficie del mineral. Los iones de metales pesados tales como Cu^{2+} , Pb^{2+} , Ag^{2+} y Cd^{2+} se conocen como activadores de los sulfuros de zinc y promueven su flotación con xantatos (Popov et al., 1989a,b; Ralston y Healy, 1980a,b).

Cuando la esfalerita es activada con iones de Cu(II) , estos se reducen a Cu(I) con la oxidación adyacente del sulfuro (S^{2-} de la esfalerita) a polisulfuros (Gerson et al., 1999; Patrick et al., 1999). Popov y Vucinic (1990) han demostrado que el etil xantato de cobre (I) es la especie dominante en la superficie cuando la esfalerita es activada por Cu(II) bajo condiciones relacionadas a la flotación. Cuando la esfalerita es activada con iones de Pb(II) , se cree que las especies de plomo se adsorben en la superficie del mineral. Se ha observado la presencia del xantato de plomo coloidal en la superficie de la esfalerita después de la adición del xantato en solución.

La fase acuosa y la química superficial de la activación de los minerales sulfurosos se han estudiado en la literatura (Finkelstein y Allison, 1976; Gaudin, 1976; Gerson et al., 1999; Laskowski et al., 1997; Patrick et al., 1999; Prestidge et al., 1997; Fuerstenau, 1982; Wang et al., 1989a, b). La electroquímica de la activación de la esfalerita ha sido estudiada por Richardson et al. (1994). Diferentes técnicas instrumentales, todas ellas requiriendo conocimientos sofisticados de química analítica, tales como la espectroscopia de fotoelectrones

de rayos X (X-Ray photoelectron spectroscopy, XPS), la microscopía de barrido tipo Auger (Auger scanning microscopy, ASM), la microscopía de fuerza atómica (atomic force microscopy, AFM), la espectroscopia de masas de iones secundarios (secondary ion mass spectrometry, SIMMS) y la absorción de rayos X de estructura fina (X-ray absorption fine structure, XAFS) se utilizan para la identificación de las especies activadoras. En un sistema de flotación, la flotación selectiva de plomo-zinc puede ser afectada por la activación y la subsiguiente flotación de la esfalerita en el circuito de plomo.

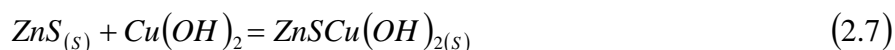
2.3.1 Activación de la esfalerita por iones de cobre

El sulfato de cobre es el activador más utilizado en la flotación de la esfalerita con xantato. Existe un acuerdo general de que el mecanismo de activación de la esfalerita por cobre depende del pH de la solución (Fuerstenau, 1982; Girczys et al 1972; Prestige et al., 1997), debido a la variación de las especies predominantes de cobre en valores de pH ácidos y alcalinos. La Figura 2.7 muestra las especies de cobre que se pueden formar a diferentes valores de pH (Huang, 2003). Se puede observar que Cu^{+2} y $\text{Cu}(\text{OH})_2$ son las especies predominantes en pH ácidos y alcalinos. La etapa inicial de la activación de la esfalerita en pH ácido se controla por la reacción química en donde los iones de Cu^{+2} reemplazan a los de Zn^{+2} en la red cristalina de la esfalerita (Finkelstein y Allison, 1976; Fuerstenau y Metzger, 1960; Pugh y Tjus, 1987; Wang et al., 1989a):



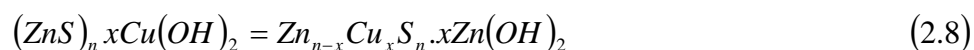
$$K = \frac{[\text{Zn}^{+2}]}{[\text{Cu}^{+2}]} = 6 \times 10^{10} \quad (2.6)$$

En condiciones alcalinas, la activación inicial de la esfalerita será el precipitado de la superficie del hidróxido de cobre como muestra la siguiente reacción:

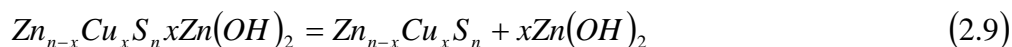


La ecuación 2.6 muestra que bajo condiciones de equilibrio existe muy baja concentración de iones de Cu (II), por ejemplo 10^{-10} Cu (II) para 1 M de Zn (II), estará disponible para activar la esfalerita. Normalmente, sin embargo, esas concentraciones de cobre tan bajas son insuficientes para activar la esfalerita en pH alcalinos. El mecanismo más probable para la activación de la esfalerita por Cu (II) en medio básico es un modelo de tres etapas (Prestidge et al., 1997; Wang et al., 1989b):

1. La precipitación superficial del activador hidróxido metálico en la superficie del mineral sulfuroso (ecuación 2.7)
2. Reemplazo de Cu-Zn en la red cristalina del mineral superficial debido a la inestabilidad termodinámica del $\text{Cu}(\text{OH})_2$



3. La desorción del $\text{Zn}(\text{OH})_2$ de la superficie de la esfalerita en solución (ecuación 2.9) será significativa a la exposición de sulfuro de cobre formado en la superficie de la esfalerita al colector



En la vida real, la esfalerita está mezclada con ganga mineral tal como el cuarzo. Jain y Fuerstenau et al. (1985) mostraron que la precipitación superficial del $\text{Cu}(\text{OH})_2$ ocurre tanto en la esfalerita como en el cuarzo (Figura 2.8).

Sin embargo, se cree que la capa de hidróxido de cobre que envuelve a la ganga mineral se transferirá eventualmente a las superficies sulfurosas debido a que la conversión se lleva a cabo en la superficie de la esfalerita. En la práctica esta transferencia de las especies de hidróxido de cobre puede ser promovida por condiciones hidrodinámicas (Huang, 2003)

La activación y flotación intencional de la esfalerita se lleva a cabo en condiciones alcalinas. También se cree que la activación inadvertida de la esfalerita en el circuito de plomo ocurre en pH neutros o ligeramente alcalinos por la precipitación superficial del hidróxido de cobre (Gerson et al., 1999).

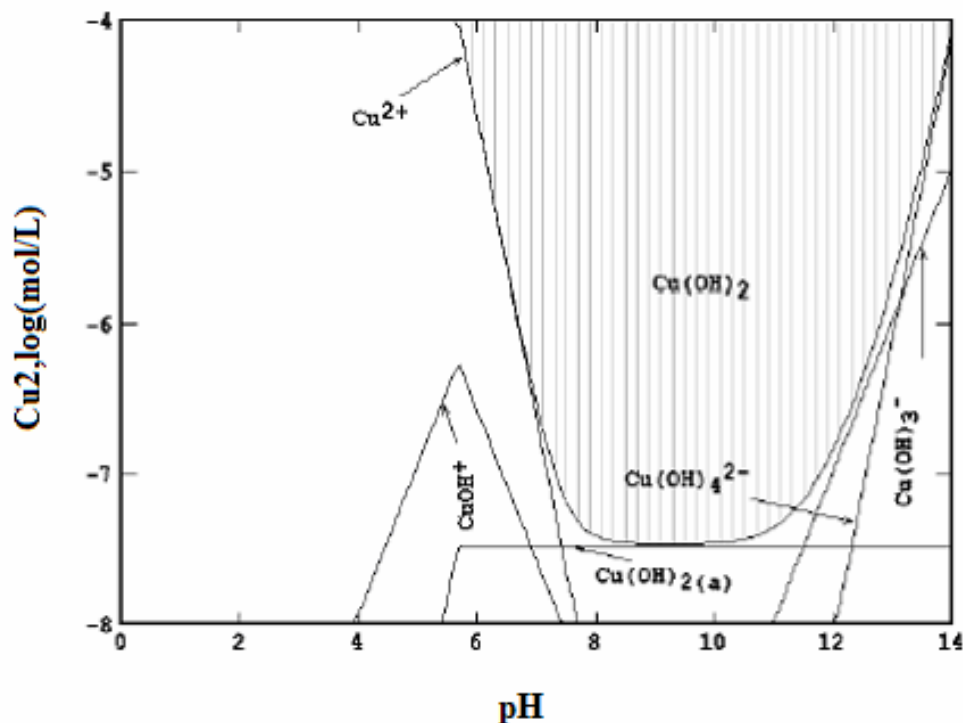


Figura 2.7. Diagrama de distribución de las especies de Cu II en función del pH a 25°C. Concentración total de cobre de 10^{-4} M (Huang, 2003)

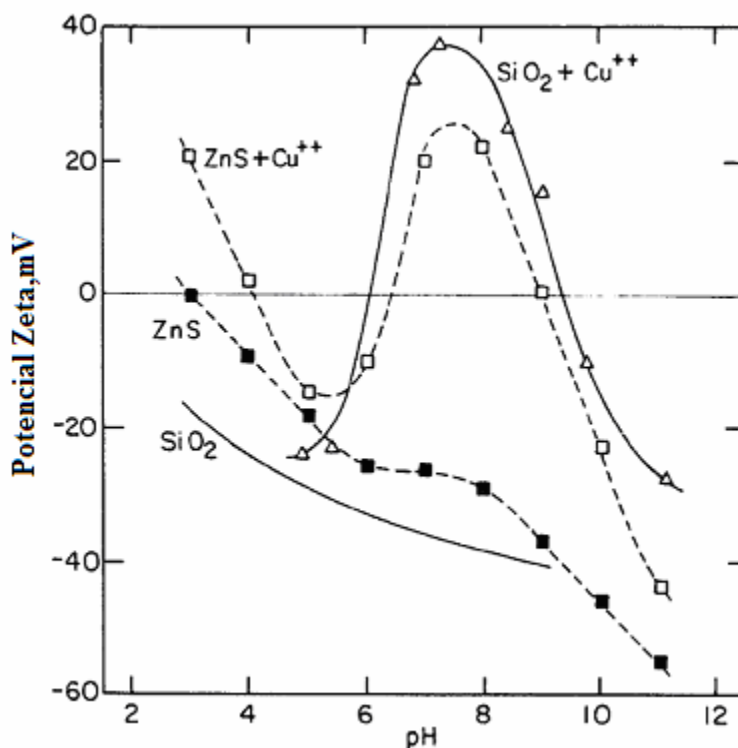


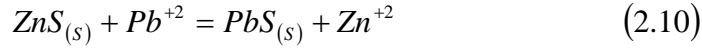
Figura 2.8. Comportamiento electrocinético del SiO₂ y la esfalerita en ausencia y presencia de 10⁻⁴ M Cu²⁺ (Jain y Fuerstenau, 1985)

2.3.2 Activación por iones de plomo

La activación y la flotación por iones de Pb (II) en la esfalerita con xantato fue estudiada por Trahar et al., (1997), Houot y Ravenau (1992), Popov et al., (1989a,b), Morey et al., (2001) Ralston y Healy (1980a,b). La fuente de los iones de plomo en la flotación de minerales sulfurosos complejos puede ser la disolución de los minerales presentes, reactivos adicionados y del agua utilizada en el sistema (Popov et al., 1989a). Trahar et al. (1997) mostraron que la recuperación de la esfalerita (de una mezcla esfalerita-cuarzo) aumenta al incrementar la concentración de plomo (Figura 2.9) y que la recuperación de la esfalerita activada con plomo es similar al comportamiento de la galena (Figura 2.10).

De manera general, existen al menos dos mecanismos propuestos en la literatura para que la esfalerita sea activada con plomo:

1. En soluciones moderadamente ácidas, donde la especie activadora es el catión Pb(II), la activación de la esfalerita es debido al reemplazo de los iones de Zn⁺² por Pb⁺² (ecuación. 2.10). Este intercambio ocurre hasta que la actividad del Zn⁺² es 10³ veces la del Pb⁺² en solución:



$$\text{con } K = \frac{[\text{Zn}^{+2}]}{[\text{Pb}^{+2}]} = 10^3 \quad (2.11)$$

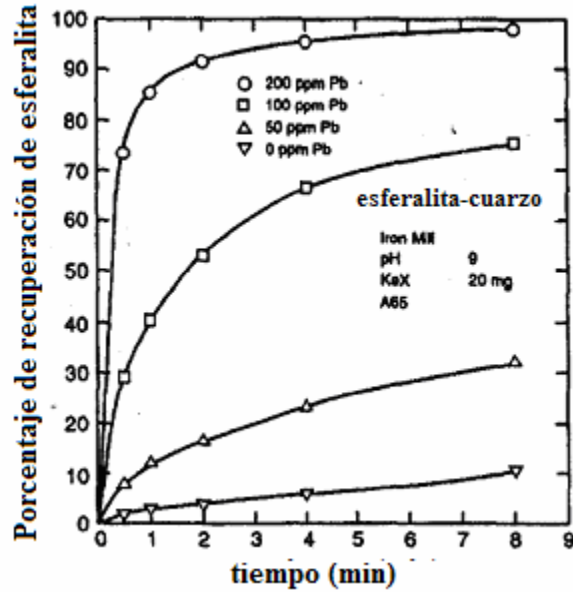


Figura 2.9. Influencia del xantato y de plomo en la flotabilidad de la esferalita a un valor de pH de 9 utilizando un agente surfactante conocido como A65 como espumante (Trahar et al., 1997)

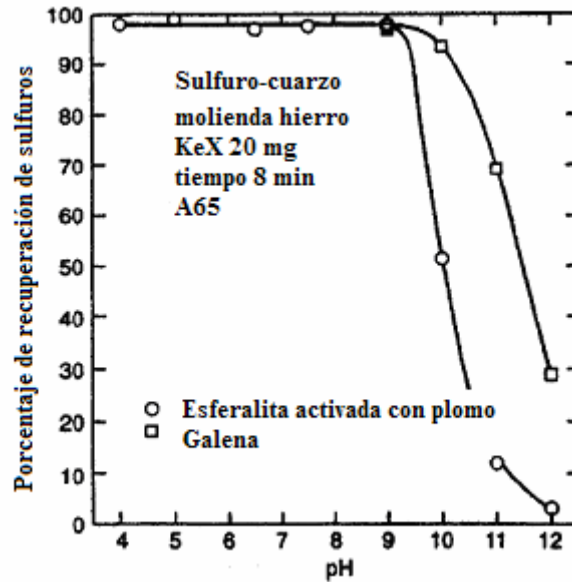


Figura 2.10. Dependencia de la flotación de la esferalita activada con plomo y de la galena con respecto al pH utilizando A 65 como agente espumante (Trahar et al., 1997)

2. En condiciones alcalinas, la activación es controlada por la precipitación de hidróxidos de plomo



La Figura 2.11 muestra la distribución e las especies de plomo en función del pH y de la concentración de plomo (Huang, 2003).

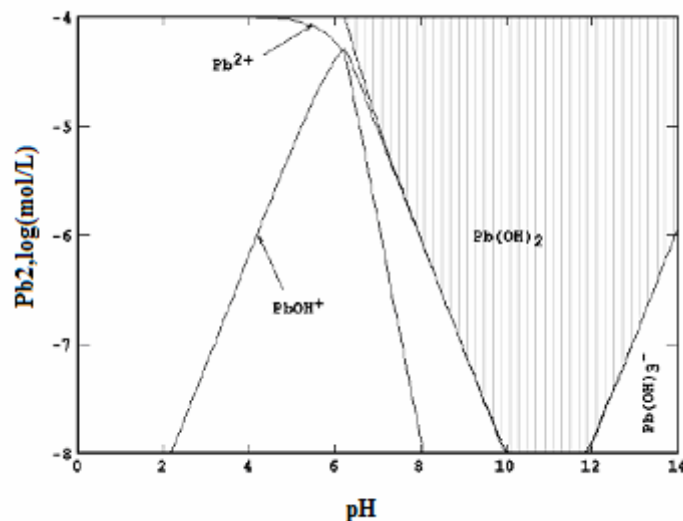


Figura 2.11. Diagrama de solubilidad de Pb(II) en función del pH a 25°C. La concentración total de plomo es de 10^{-4} M (Huang, 2003). El área sombreada muestra las especies sólidas

Se puede observar que Pb(II) es la especie predominante en pH ácido. El principio de la precipitación de hidróxido de plomo es en un pH de 6.2 para una concentración total de 10^{-4} M de Pb(II). (Huang, 2003).

Aunque el desplazamiento del Zn por Pb ha sido reportado por varios autores, este mecanismo es debatido debido a que el radio del Pb es más grande comparado con el del Zn. Patrick et al. (1998) mostraron que la difusión del Pb a través de la red cristalina de la esfalerita es lenta. Ellos proponen que $\text{Pb}(\text{OH})^+$ se absorberá de una manera más fácil a la superficie de la esfalerita en lugar de la estabilidad del ión Pb^{2+} en condiciones ácidas. Ralston y Healy (1980b) mostraron que la activación de la esfalerita por Pb(II) se promueve en valores de pH neutros y alcalinos en lugar de pH ácidos. Él propone una precipitación rápida de $\text{Pb}(\text{OH})_2$ seguida por una reacción superficial entre los hidróxidos metálicos y los sulfuros de zinc. Este mecanismo concuerda con los resultados reportados por Popov et al. (1989a) en el comportamiento electrocinética de la esfalerita en presencia de 5×10^{-4} M $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$. Sin embargo, Trahar et al. (1997) han mostrado que el $\text{Pb}(\text{OH})_2$ adsorbido no necesariamente se convierte en PbS para promover la flotación de la esfalerita activada con plomo en presencia de xantatos. Ellos creen que la interacción entre el xantato y el hidróxido de plomo adsorbido ocurre en la superficie de la esfalerita seguidos por la formación de especies de xantato de plomo.

Laskowski et al. (1997) mostraron que se necesitan tiempos de activación largos para revertir el potencial zeta de la esfalerita de valores negativos típicos en un pH neutro cuando son activados por plomo (mayores que los del cobre).

2.4 Discusión

El acondicionamiento para llevar a cabo la flotación de una mena de sulfuros es un proceso complejo que involucra varios fenómenos tanto físicos como químicos. En la mayoría de los casos, los minerales de interés no siguen el mismo comportamiento cuando se encuentran en una mena compleja de cuando se encuentran solos. El proceso de acondicionamiento comienza en la molienda y termina en la celda de flotación cuando la burbuja se adhiere a la partícula. Este tipo de acondicionamiento no sólo afecta la distribución del tamaño de partícula sino también las propiedades superficiales del mineral y de la suspensión. Es importante controlar las propiedades químicas como son el grado de oxidación de las superficies de las partículas, el pH, la conductividad eléctrica, la concentración de oxígeno disuelto y la temperatura de la pulpa, así como las interacciones galvánicas y la activación por iones disueltos. El grado de oxidación varía fuertemente dependiendo de la actividad electroquímica del mineral sulfuroso, el oxígeno disponible y el tamaño de partícula así como el material de molienda.

Algunas de las variables de mayor importancia para el proceso de flotación son:

Granulometría: Adquiere gran importancia dado que la flotación requiere que las especies minerales útiles tengan un grado de liberación adecuado para su concentración.

Tipo de reactivos: Los reactivos pueden clasificarse en colectores, espumantes y modificadores. La eficiencia del proceso dependerá de la selección de la mejor fórmula de reactivos.

Dosis de reactivo: La cantidad de reactivos requerida en el proceso dependerá de las pruebas metalúrgicas preliminares y del balance económico desprendido de la evaluación de los consumos.

Densidad de pulpa: Existe un porcentaje de sólidos óptimo para el proceso que tiene influencia en el tiempo de residencia del mineral en los circuitos.

Aireación: La aireación permitirá aumentar o retardar la flotación en beneficio de la recuperación o de la ley, respectivamente. El aire es uno de los tres elementos imprescindibles en el proceso de flotación, junto con el mineral y el agua.

Regulación del pH: La flotación es sumamente sensible al pH, especialmente cuando se trata de flotación selectiva. Cada fórmula de reactivos tiene un pH óptimo ambiente en el cual se obtendría el mejor resultado operacional.

Tiempo de residencia: El tiempo de residencia dependerá de la cinética de flotación de los minerales de la cinética de acción de reactivos, del volumen de las celdas, del porcentaje de sólidos de las pulpas en las celdas y de las cargas circulantes.

Calidad del agua: En las plantas la disponibilidad de agua es un problema. Normalmente se utiliza el agua de recirculación de espesadores que contiene cantidades residuales de reactivos y

sólidos en suspensión, con las consecuencias respectivas derivadas por este flujo de recirculación.

La flotación de la galena y la esfalerita con xantatos probablemente ocurra por medio de una reacción electroquímica. Los xantatos metálicos tales como el xantato de plomo y el xantato de zinc se encuentran normalmente en la superficie de los minerales puros de galena y esfalerita cuando están en contacto con los xantatos. Sin embargo, los dixantógenos son las especies colectoras responsables de la flotación de la piritita y la pirotita con xantato.

Se ha demostrado que la esfalerita puede ser activada por metales pesados tales como el cobre y el plomo, que se originan por la oxidación de los minerales sulfurosos complejos y las especies disueltas presentes en el agua de proceso. Existe un acuerdo que la activación de la esfalerita en condiciones alcalinas ocurre a través de la precipitación de hidróxidos de cobre o plomo en la superficie de la esfalerita. La esfalerita activada con cobre y plomo tiene mayor afinidad a los xantatos que la esfalerita inactivada. La esfalerita activada flotará junto con la galena y la selectividad se verá disminuida.

Se requiere un buen control de la activación inadvertida de la esfalerita para evitar la presencia de zinc en el concentrado de plomo durante la flotación de la galena de una mena compleja. Una forma de controlar esta activación es mediante cianuro o dextrina.

CAPÍTULO 3

METODOLOGÍA

El levantamiento de información sobre el objeto de esta investigación, buscando posibles innovaciones tecnológicas en la empresa minera en estudio, consistió en una búsqueda de antecedentes bibliográficos, tanto en artículos científicos como en Páginas de las redes internacionales, en memorias de congresos, mediante solicitud de información directa a empresas, en reuniones con especialistas nacionales, visitas a la empresa para la recolección de muestras de agua, así como su caracterización, la cual fue realizada conjuntamente para esta investigación y para otra relacionada con la generación de lixiviados ácidos (González-Sandoval, 2006).

En el primer punto se buscó información sobre la recirculación del agua de proceso y sus efectos en la eficiencia de separación de los concentrados minerales de valor económico.

En el segundo punto se evaluó el proceso que se sigue actualmente en la mina en estudio para buscar las oportunidades de mejora.

3.1 Recirculación de agua

El consumo de agua por la industria minera en México es un porcentaje pequeño del consumo total (menos del 3%) (Bernárdez, 2005). Sin embargo, existen muchos factores para aumentar el “reciclaje” de agua “utilizada” entre los cuales se tienen los siguientes:

- El uso de agua en donde esté localizada la mina puede representar una porción importante de las fuentes de agua locales resultando en una escasez de agua para otros usos
- La producción y el transporte del agua fresca normalmente es cara, afectando los costos de operación de la industria minera
- Las descargas de las operaciones mineras son potencialmente dañinas al ambiente ya que contienen sólidos suspendidos, así como muchos compuestos químicos tóxicos en solución, en su mayoría agentes de flotación y sus productos de degradación

Tales consideraciones, que tienen enfoques ambientales y económicos, muestran la necesidad del tratamiento del agua así como su conservación. Por tanto, los dos objetivos del reciclaje del agua en la industria minera son:

- Reducir la demanda de agua fresca
- Reducir el volumen del efluente

De acuerdo con la literatura, el uso del agua en la minería se ejemplifica en la Figura 3.1.

El agua recuperada del proceso puede ser reciclada y mezclada con agua fresca. A esto se le conoce como reciclaje interno. También es posible reciclar parte del agua acumulada en la presa de jales. A esto se le conoce como reciclaje externo. Ambas recirculaciones, afectan la composición de la corriente de alimentación del agua y determinarán la cantidad de agua fresca utilizada.

El reciclaje interno requiere una recirculación del agua de las unidades de deshidratación hacia el concentrador. Esto implica una deshidratación del concentrado o de las colas. Este tipo de recirculación puede simplificar la química del agua hasta cierto punto ya que el agua se recupera de manera rápida y los reactivos de flotación no sufrirán una descomposición significativa. Sin embargo, este tipo de recirculación requiere un equipo complejo de deshidratación para obtener una calidad de agua aceptable libre de sólidos suspendidos. Esta consideración hace más económico el recircular el agua de la presa de jales donde los sólidos son separados por un proceso de sedimentación natural aprovechando la gravedad.

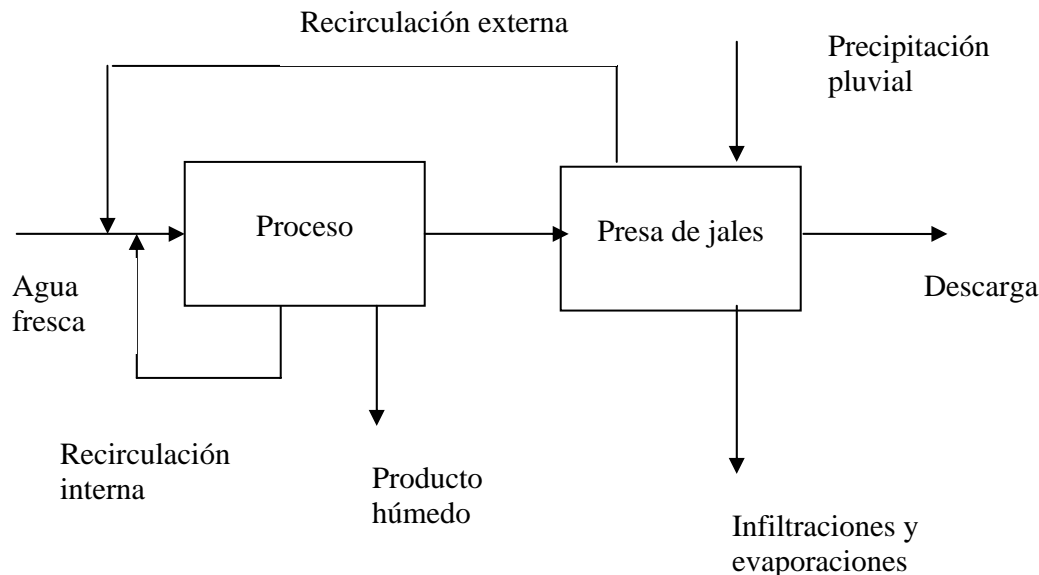


Figura 3.1. Diagrama de flujo general del uso del agua en la industria minera (modificado de Mwale et al., 2005)

El enriquecimiento del agua con contaminantes se da en el proceso de concentración y, como resultado, el agua de proceso en la corriente de recirculación tendrá una mayor cantidad de compuestos disueltos que el agua fresca y, por lo tanto, ocurrirá un aumento gradual de las sustancias adicionadas (agentes de flotación y modificadores) y productos de la reacción. Es importante mencionar que la concentración de las sustancias adicionadas se encuentra muy por debajo del punto de saturación.

El uso de agua reciclada sin recibir un tratamiento previo tiene, generalmente, un efecto negativo en el proceso de flotación selectiva de los sulfuros de las minas de plomo-zinc y cobre-zinc – pirita, como se vio en el capítulo anterior. En el primer caso, se tiene un efecto adverso significativo en la calidad del concentrado de plomo, conocida como “grado” de pureza. Con una mena de cobre-zinc, la flotación del cobre se reduce dramáticamente. El contenido de zinc en el concentrado de cobre aumenta en más de un 6% y, al mismo tiempo, la pérdida de cobre en las colas aumenta (Broman, 1980).

A continuación se muestra un ejemplo del efecto de la recirculación del agua en la selectividad de una mena rica en Cu-Zn obtenidos por Broman (1980). Los datos de la composición química del agua de esa presa de jales se muestran en la Tabla 3.1

Tabla 3.1. Calidad de agua en presa de jales (ppm) (Broman, 1980)

pH	Cu	Fe	Zn	Pb	As	Cd	Hg (ppb)
8.0	0.03	0.23	0.32	0.013	0.011	0.008	0.66

El efecto del agua de reproceso en la flotación selectiva del cobre y zinc en el concentrado de cobre se muestra en la Tabla 3.2 (Broman, 1980).

Tabla 3.2. Datos obtenidos con y sin agua recirculada (%) (Broman, 1980)

	Ensayos (%)			Circuito de cobre			Circuito de zinc	
	Medio molienda			Concentrado		Colas	Concentrado	Colas
	Cu	Zn	S	Cu	Zn	Cu	Zn	Zn
Sin agua de reproceso	0.81	3.03	28.5	19.1	12.7	0.1	53.9	0.44
Con agua de reproceso	0.82	3.49	29.8	17.5	19	0.12	53.3	0.55

Es evidente que la cantidad de zinc en el concentrado de cobre aumenta con el uso del agua de reproceso, mientras que el grado de cobre disminuye. Más aún, el grado de cobre aumenta en las colas de cobre, mostrando una disminución en la selectividad entre el cobre y el zinc en el concentrado de cobre. La presencia del zinc en el concentrado de cobre se puede deber a la activación inadvertida de la esfalerita por los iones de cobre disueltos en el agua de reproceso, como ya se mencionó.

El aumento del contenido de zinc en el concentrado de cobre se puede explicar por la activación inadvertida causada por los iones de Cu^{++} presentes en el agua recirculada. Otra posible explicación es la disminución de la flotabilidad de la calcopirita causada por la acción de los depresores de sulfuros presentes en el agua reciclada. Esto también puede explicar el efecto adverso observado en el grado del concentrado de plomo en la flotación de la galena en las menas de plomo-zinc.

La química del agua juega un papel fundamental en las interacciones entre los minerales y los reactivos adicionados al alterar la tensión superficial de la solución y el equilibrio mineral-solución. Estas interacciones incluyen la disociación la formación de miscelas, precipitación de los surfactantes, disolución de sólidos seguida por la hidrólisis, el acomplejamiento y la precipitación de las especies disueltas (Somasondaran, 2005).

3.1.1 Recirculación de moléculas orgánicas

Forssberg y Hallin (1989) reportaron que si se recircula el agua se debe disminuir la adición de los agentes espumantes y de colectores para compensar los cambios de las propiedades de la espuma. La formación de una espuma muy estable ocasiona severos problemas en el proceso y,

en algunas ocasiones, sólo se puede solucionar mediante el uso de agua fresca. La parte del proceso más sensible a los cambios en las propiedades de la espuma son los circuitos de limpieza (conocido como “limpias” en las empresas mineras), donde pequeñas variaciones ocasionan problemas severos. Ellos también observaron que altas concentraciones de las especies orgánicas aumentan la formación de espuma. Rao y Finch (1988) observaron que las especies orgánicas pueden funcionar como activadores, como depresores o como floculantes.

Johnson (2003) demostró que el uso del metil-isobutil carbinol (MIBC) ha sido utilizado de manera exitosa en sistemas cerrados ya que no existe la evidencia de la formación de espumas sobre-estables). Esto se debe a la volatilidad de la molécula o su adsorción en las superficies sólidas.

Actualmente se estudia la posibilidad de utilizar aguas residuales municipales o industriales para llevar a cabo el proceso de flotación y se ha encontrado que al aumentar la concentración de sólidos disueltos y de carbón orgánico total ($>1000 \text{ mg L}^{-1}$) tiene efectos negativos para dicho proceso (Schuman et al., 2002).

3.1.2 Acumulación de especies inorgánicas

Forssberg y Hallin (1989) analizaron de manera general cómo el uso del agua recirculada puede influir al proceso de flotación. La reutilización del agua ocasiona una acumulación de iones de calcio y/o de sulfatos que después de llegar a la concentración de saturación comienza a precipitar en forma de yeso deprimiendo así la ganga de silicio.

Normalmente los sistemas de flotación de minerales sulfurosos, se llevan a cabo en condiciones alcalinas (altas concentraciones de iones OH⁻) y, bajo estas condiciones, es posible precipitar hidróxidos metálicos. Este proceso de precipitación puede ocurrir en la pulpa y los productos se adsorberían en la superficie de los minerales que estén presentes afectando severamente el proceso de selectividad y la habilidad de remover el mineral valioso debido a que disminuye su constante de flotación (Shanon y Trahar, 1980).

Levay et al. (2001) observaron que los cambios en el pH pueden causar la precipitación de los hidróxidos metálicos influyendo así la recuperación del mineral. A su vez observaron que los cambios en el potencial de la pulpa (Eh) son de suma importancia debido a que producen especies coloidales de diferentes tipos que pueden permanecer en solución o adherirse a las superficies de la partícula mineral en forma de una superficie hidrofílica.

Williams y Phelan (1985) mostraron que la presencia de los iones de zinc (en la región de 200 ppm) en el agua de reproceso (con valores de pH de 3), que era utilizada en el proceso de molienda, afectaba la recuperación de la esfalerita en el circuito de flotación de zinc (pH de 9.5) en las minas de Woodlawn, Australia, debido a la presencia de hidróxidos coloidales en la superficie del mineral.

Lauder (1994) observó la influencia de los iones de calcio y magnesio en una mina plomo-zinc y las reducciones en su disolución al variar el pH observando que existe una precipitación de hidróxido de magnesio en forma coloidal al aumentar el pH por encima de 9.2 y que este precipitado interfiere con la flotación de los minerales de valor. Este efecto del magnesio se incrementa al utilizar agua fresca con alto contenido de magnesio o a la acumulación que se da debido a la reutilización del agua

Otro factor al cual no se le ha dado demasiada importancia es la posible formación de hidróxidos de metales como pueden ser $\text{Fe}(\text{OH})_2$ y $\text{Pb}(\text{OH})_2$ $\text{Ca}(\text{OH})_2$ que pueden activar ciertos sulfuros y deprimir a otros produciendo una baja selectividad y un menor grado en el concentrado (Levay et al., 2001; Rao y Finch, 1988).

3.1.3 Acumulación de colectores

Un factor significativo que produce efectos indeseables en la flotación selectiva de minerales sulfurosos es la presencia de colectores residuales en el agua recirculada ya que pueden descomponerse o formar dímeros. Los productos formados pueden preservar algunas de sus propiedades colectivas. Forssber y Hallin (1989) indicaron que el perxantato, un producto de degradación del xantato, se encuentra presente en mayor concentración que el xantatos mismo en el agua recirculada, mientras que Rao y Finch (1988) observaron que un dímero del xantato (dixantógeno), formado por la oxidación atmosférica, posee diferentes propiedades colectivas que las del xantato (Tabla 3.3). Los dixantógenos son conocidos debido a que son adecuados para la recuperación de la pirita.

Klimpel (1996) realizó algunas observaciones para minimizar la recuperación de la pirita y maximizar la selectividad concluyendo que el agua recirculada no debe contener altas concentraciones de colectores solubles ni agentes espumantes. Deo y Natarajan (1998) encontraron que es posible remover algunos colectores (xantato isopropílico de sodio, acetato dodecil de amonio, oleato de sodio) por medios biológicos (utilizando la bacteria *Bacillus polymyxa*)

Tabla 3.3. Efectos de utilizar agua reciclada en la flotación de sulfuros (Rao y Finch, 1988)

Contaminante en el agua	Efecto en la flotación
Xantatos residuales y sus productos de oxidación (dixantógenos)	Provoca una baja selectividad ya que los productos de oxidación aumentan la hidrofobicidad de la mayoría de los minerales sulfurosos (no tienen un efecto significativo en la flotación de la pirita)
Sulfuros residuales (utilizados como depresores)	Causa la depresión de los minerales cuando no es deseada
Presencia de iones, Cu^{++} (utilizado como activador); Fe^{++} , Pb^{++} derivados de la oxidación de los sulfuros	Causan una activación inadvertida provocando resultados indeseables del proceso de flotación
Metales alcalinos (Ca^{++})	Puede activar a la ganga no sulfurosa (cuarzo) provocando un menor grado en el concentrado

3.1.4 Otros factores

Levay et al. (2001) indicaron que la actividad microbiana puede causar cambios mayores en el pH (de 9.5 a <3) y en Eh (de 400mV a <-200mV), en periodos de almacenamiento de 4 a 40 días y, en algunos casos, en tiempos menores. Si el agua se encuentra a temperaturas bajas, la

velocidad del cambio en las propiedades disminuye drásticamente, indicando que la actividad microbiológica está presente en la presa de jales.

Neset et al.,(1998) observaron el efecto las estaciones del año en la composición del agua recirculada. Ellos proponen que en el verano la calidad del agua se ve afectada con un aumento en las concentraciones de sulfatos, acidez y de calcio. Las dos primeras debido al acelerado proceso de evaporación y el proceso de oxidación, tanto de la mena (que si se lleva a cabo antes del proceso de molienda tiene efectos negativos en la flotación del cobre como del plomo), como de los sulfatos presentes en la presa de jales, mientras que el aumento en la cantidad de iones de calcio está relacionada con el aumento del uso de hidróxido de calcio para controlar la disminución del pH. Los iones de calcio disminuyen la capacidad de activación de la esfalerita mediante CuSO_4 y activan la ganga sulfurosa.

3.2 Descripción del proceso actual

El proceso de concentración que se emplea en la mina en estudio es el de flotación, método que está acompañado de cinco etapas: Trituración, molienda, clasificación, espesamiento y filtración. En la última etapa se obtiene el concentrado con un contenido de humedad del 8%, forma en la cual es transportado al sitio de entrega (Figura 3.2).

Los sulfuros metálicos más significativos en la mina en estudio se muestran en la Tabla 3.4, mientras que las composiciones de sus productos se muestran en la Tabla 3.5.

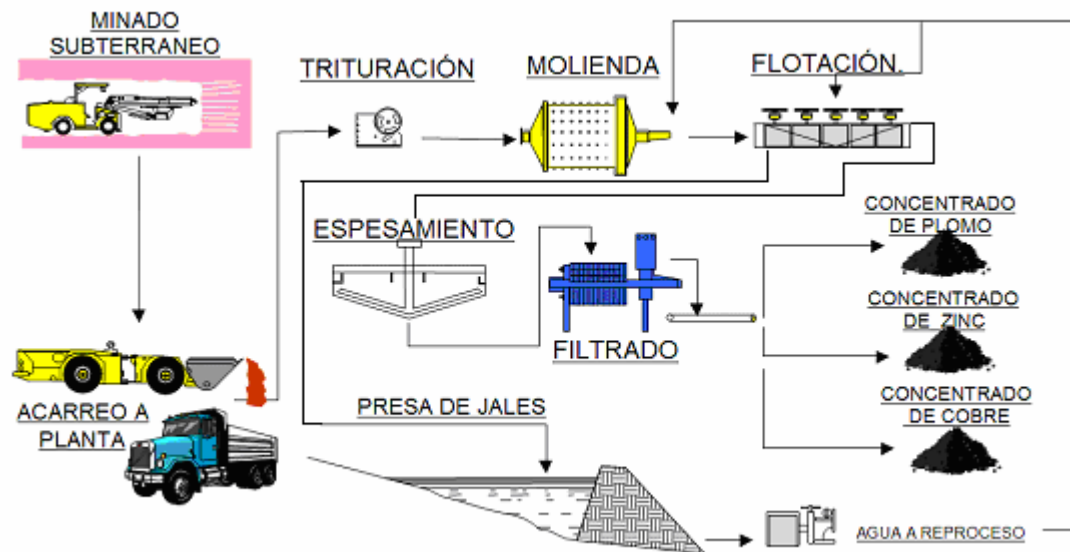


Figura 3.2 Diagrama esquemático de proceso (Torres, 2005)

Tabla 3.4. Sulfuros metálicos presentes en la mina en estudio

Galena	PbS
Esfalerita	ZnS
Calcopirita	CuFeS_2
Pirita	Fe_2S

Tabla 3.5. Composición mineralógica de la mina en estudio (Ochoa, 2005)

Composición mineralógica														
	Enero							Mayo						
	Ton	Au (g t ⁻¹)	Ag (g t ⁻¹)	Pb (%)	Zn (%)	Cu (%)	Fe (%)	Tons	Au (g t ⁻¹)	Ag (g t ⁻¹)	Pb (%)	Zn (%)	Cu (%)	Fe (%)
Cabeza	46193	2.5	260	1.69	7.01	0.34	31.5	34404	2.62	270.58	1.68	6.53	0.46	32.8
Conc. Pb	2214	20	3893	23.1	9.95	4.08	21.9	1619	19.0	3688.	22.8	9.62	4.43	22.6
Conc. Cu	87	37	11082	16.8	6.02	17.7	22.1	187	24.8	6386	15.05	3.10	21.4	23.3
Conc. Zn	5001	1.4	163	1.15	50.5	0.44	10.8	3154	1.45	151	0.92	52.7	0.45	9.96
colas	38891	1.6	42	0.51	1.24	0.07	34.8	29445	1.71	56	0.51	1.44	0.11	35.8
Composición mineralógica														
	Agosto							Noviembre						
	Ton	Au (g t ⁻¹)	Ag (g t ⁻¹)	Pb (%)	Zn (%)	Cu (%)	Fe (%)	Tons	Au (g t ⁻¹)	Ag (g t ⁻¹)	Pb (%)	Zn (%)	Cu (%)	Fe (%)
Cabeza	48808	2.332	249.642	1.515	6.615	0.516	33.67	45961	2.20	249.55	1.55	6.54	0.40	34.35
Conc. Pb	2025	18.09	3783.3	22.49	9.401	5.225	18.31	2110	13.90	3064.67	22.07	8.35	3.38	22.11
Conc. Cu	333	11.36	4514.3	13.03	2.183	24.97	22.13	73	16.14	8327.07	9.11	2.52	28.68	31.19
Conc. Zn	4791	1.177	172.112	1.004	52.08	0.478	9.863	4378	1.40	284.31	1.21	50.40	0.65	11.13
colas	41659	1.627	52.7003	0.462	1.287	0.096	37.25	39399	1.64	79.87	0.47	1.58	0.16	37.59

El material, al ser acarreado a la planta, pasa por una etapa de trituración que se divide en primaria, secundaria y terciaria. La primera se lleva a cabo mediante una quebradora de quijada en donde se reduce el tamaño del mineral de 0.63-0.66 m a 0.12-15 m (25-26" a 5-6") y se transporta a un "stock" o almacenamiento temporal de carga gruesa de capacidad de 3,000 toneladas. Posteriormente, en la trituración secundaria se reduce el tamaño de la carga a 31.75-9.5 mm (1 ¼-3/8") y pasa por una criba de finos/gruesos. Si la partícula es mayor a 31.75 mm (1 ¼") pasa por una quebradora giratoria (trituración terciaria) para alcanzar un tamaño de partícula menor a 9.5 mm (3/8") (eficiencia del 95-97%) juntándose con el primer cribado y almacenándose en 5 silos de almacenamiento (de 2000 toneladas) (Ochoa, 2005).

La utilización del agua en el área de trituración se lleva a cabo mediante "espreas" para la mitigación de polvo en las bandas transportadoras. Esta cantidad no es cuantificada puesto que la operación se lleva a cabo manualmente y depende de las condiciones climáticas (Ochoa, 2005).

La siguiente etapa es la molienda, en donde se lleva a cabo la reducción de partícula de 9.5 mm (3/8") a 53 micrómetros (que es el tamaño de corte de la malla 270). Con este tamaño se asegura una adecuada recuperación de valores en el área de flotación, mediante el uso de bolas de acero al carbón de 5.08 cm (2") (Ochoa, 2005).

La molienda se realiza en base húmeda (80% sólidos) para que la pulpa tenga una densidad elevada y sea compatible con la facilidad de fluir a través del molino. Es indispensable que las bolas estén cubiertas con una capa de mena ya que si la pulpa se encuentra muy diluida aumenta el contacto de metal-metal produciendo un consumo elevado de acero y una eficiencia

de molienda reducida. La capacidad de molienda es de 76 ton h^{-1} realizada por dos molinos rotatorios. En este punto, se adiciona el reactivo 404 que es el colector de oro y se adiciona a razón de 10 g ton^{-1} . A la salida de cada molino se cuenta con bombas centrífugas horizontales, las cuales envían la pulpa a 3 hidrociclones de 25 cm (10") de diámetro para separar los finos (75% a -270 mallas) de los gruesos. Para lograr dicha clasificación se utiliza agua de dilución hasta lograr una pulpa de 65% sólidos (Ochoa, 2005).

Los finos resultantes de la clasificación (20-35% sólidos) son enviados por gravedad al circuito de flotación y los gruesos (86% sólidos) descargan sobre el cajón que alimenta al molino para formar el circuito cerrado de molienda. (Ochoa,2005)

Los finos son acondicionados con oxígeno para deprimir la pirita y se adiciona “aerofina 3418” (diisobutil-ditiofosfinato) (Anónimo, 2005f), a una razón de 30 g ton^{-1} y un agente espumante “CC530 MIBC” (metil-isobutil-carbinol) (Anónimo, 2005f), a 22 g ton^{-1} y se introducen al circuito de flotación de plomo que consta de 3 celdas primarias (una en la celda conocida como “primario 1” y dos en la celda conocida como “primario 2”), 4 en la sección de primer agotamiento (o agotativo 1) y 4 en el segundo agotamiento (agotativo 2), 4 en las “primeras limpias”, 4 en las “segundas limpias” y una columna como “terceras limpias” (Figura 3.3).

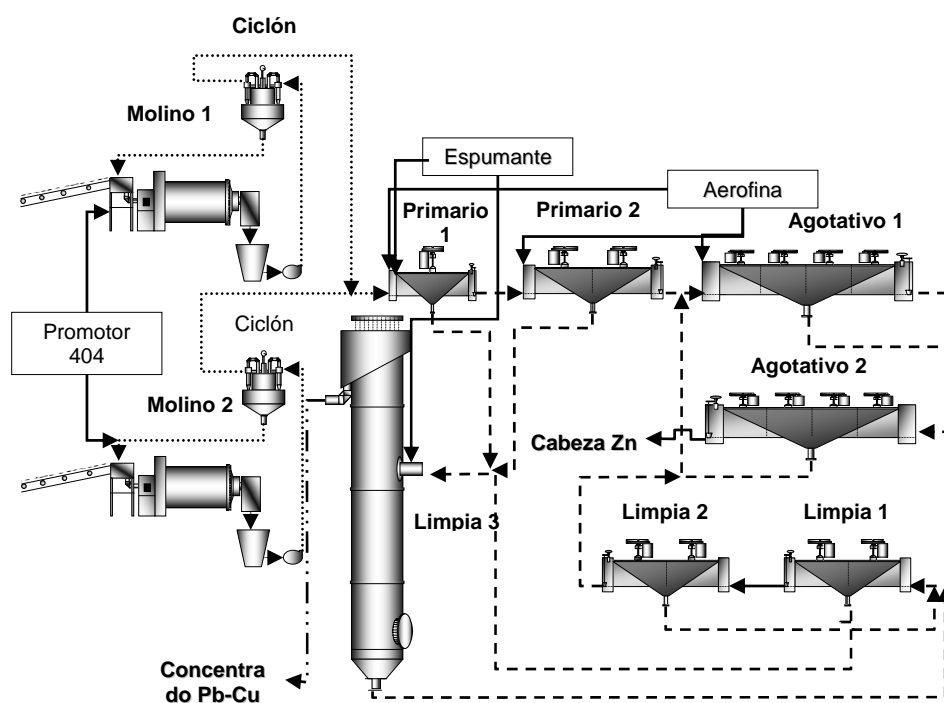


Figura 3.3. Circuito de flotación plomo-cobre (modificado de Ochoa, 2005).

El mineral recuperado en la espuma formada se analiza para saber la relación Pb:Cu. Si esta relación es de 4:1 se le agrega dióxido de azufre líquido (300 kg d^{-1}) y dextrina (40 g ton^{-1}) en un tanque acondicionador, con el fin de separar la mezcla Cu-Pb llevándose en un circuito que consta de 3 celdas primarias de 1.42 m^3 (50 ft^3), donde las colas son el concentrado de plomo, 4 de “primeras limpias” de 0.71 m^3 (25 ft^3) y 2 de “segundas limpias”, obteniéndose así el concentrado final de cobre (Figura 3.4).

Las colas del banco agotativo de plomo-cobre es la alimentación al circuito de zinc, al cual se le agregan 800 g ton^{-1} de sulfato de cobre, 1300 g ton^{-1} de cal y $25\text{-}30 \text{ g ton}^{-1}$ de xantato isopropílico en 5 tanques acondicionadores para activar al zinc (Figura 3.5) (Ochoa, 2005).

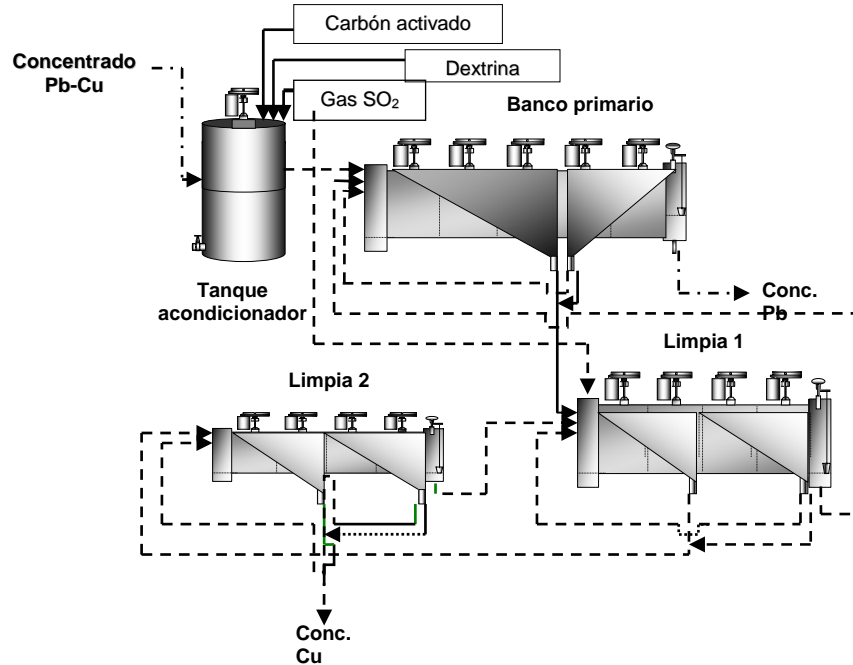


Figura 3.4. Circuito de separación plomo-cobre (modificado de Ochoa, 2005).

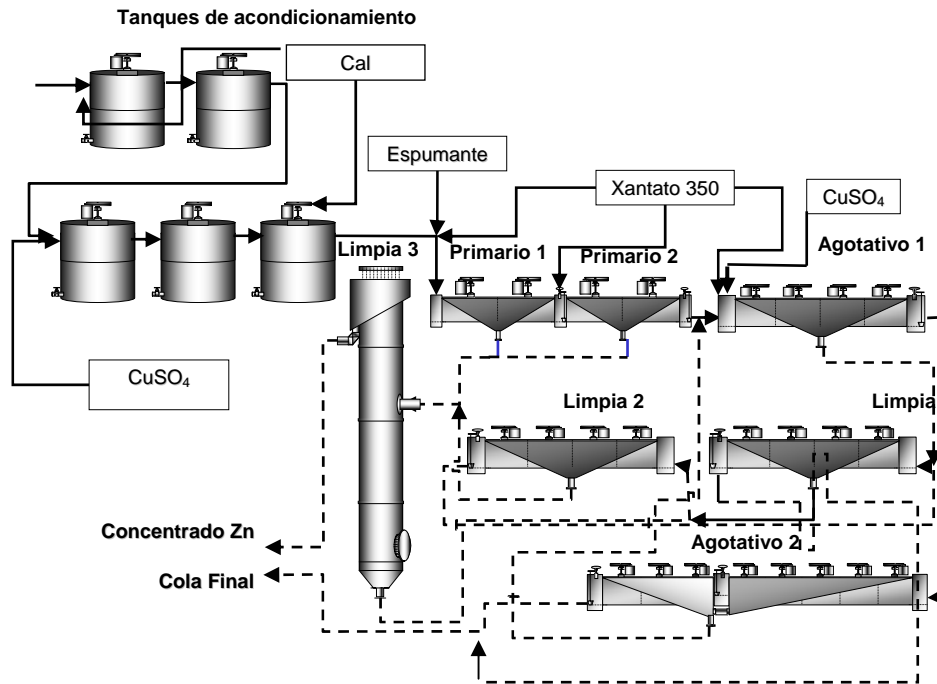


Figura 3.5. Circuito de flotación del zinc (modificado de Ochoa, 2005).

Este circuito consta de 4 celdas primarias de 8.51 m³ (300 ft³), un primer agotativo con 4 celdas de la misma capacidad (8.51 m³), un segundo agotativo con 4 celdas de 10.36 m³ (365 ft³) y tres etapas de limpia, la primera con 4 celdas de 8.51 m³ (300 ft³), la segunda con 4 celdas de 10.36 m³ (365 ft³) y la tercera en una columna de flotación de 2.7 m (9 ft) de diámetro, de donde se obtiene el concentrado final (Ochoa, 2005).

Cada uno de los productos de flotación mencionados se llevan a un espesador en donde se adiciona el agente floculante para ayudar a la sedimentación. La cantidad adicionada es de 2 g ton⁻¹. De allí pasa, posteriormente, a un filtro para eliminar la humedad en el producto hasta aproximadamente un 8%. El filtro del concentrado de zinc consta de 18 placas mientras que, para el de cobre, es de 4 placas y el de plomo es de 16 placas. La producción mensual de cada uno de los productos es de 2,000 ton de concentrado de plomo, 4,500 ton de concentrado de zinc y 150 ton de concentrado de cobre (Ochoa, 2005).

Los concentrados se depositan en un patio techado con capacidad para almacenar en forma separada y sin riesgo de contaminación, los concentrados producidos en una semana. De aquí se realiza su embarque posterior a las distintas fundiciones, mientras que las colas que salen del banco agotativo de zinc son bombeadas hacia la presa de jales. Para ello, se emplean dos grupos de bombas, uno de 5 bombas y otro de 4 bombas dispuestas en serie. Es en la presa donde son depositados los sólidos para su asentamiento y el agua residual (sobrenadante), se recupera y se conduce a un par de tanques, para ser nuevamente utilizada en el proceso sin darle un tratamiento previo (Ochoa, 2005).

En la Tabla 3.6 se muestra el consumo promedio mensual de los reactivos de la empresa minera en estudio junto con la cantidad de mineral procesado de los tres últimos periodos (junio-agosto 2005).

Tabla 3.6 Consumo mensual de reactivos (Ochoa, 2005)

DESCRIPCIÓN	CONSUMO MENSUAL DE REACTIVOS			
	Jun- 2005	Jul-05	Ago-05	PROMEDIO
	Kg	kg	kg	kg
BOLA FORJADA	73,100	71,200	32,587	58,962
ESPUMANTE CC-530	900	1,260	360	840
AEROPROMOTOR 404	460	460	230	383
AEROFINA 3418-A	907	907	227	680
XANTATO ISOPROPILICO 350	3,300	3,300	1,200	2,600
SULFATO DE COBRE	33,200	35,100	12,950	27,083
CAL	100,000	69,600	33,730	67,777
FLOCULANTE	0	0	0	0
DEXTRINA AMARILLA	975	1,175	300	817
OXÍGENO LÍQUIDO	17,660	0	0	5,887
BIÓXIDO DE AZUFRE	8,100	9,900	4,500	7,500
TONELADAS PROCESADAS	44,710	43,363	48,808	45,627

Según información proporcionada por el personal responsable de la mina, se tiene una pérdida de agua en la presa de $56 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ por evaporación y $131.04 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ por infiltración, mientras que el agua retenida en la presa asciende a un valor de $1120 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ y el jal retiene $645 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ de agua (31% humedad).

Con esta información puede hacerse un balance de agua (Figura 3.6). Para corroborar estos datos, en el siguiente capítulo, Resultados y discusión, se describe más prolijamente este punto.

El agua procedente de usos generales (sanitarios, cafetería, etc.), no se incorpora al proceso de producción, ya que es tratada por un proceso bioenzimático y utilizada para el riego de áreas verdes y por ello no está incluida.

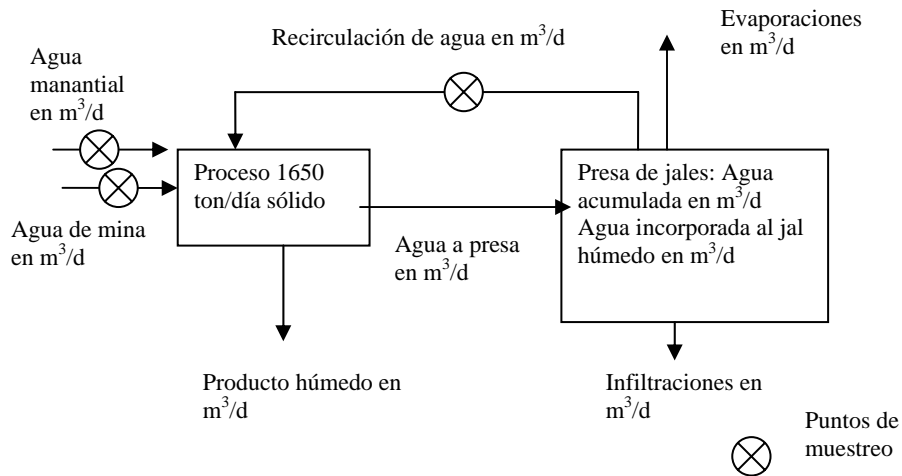


Figura 3.6. Corrientes a considerar en el balance general de agua de la empresa minera en estudio

3.3 Consideraciones para la realización de los balances de materia de agua

La base de cálculo es de 1650 ton d^{-1} de mineral procesado. De esta cantidad, según la información proporcionada por el personal de la planta, 1400 ton d^{-1} son las que terminan en la presa de jales. La cantidad de agua que se utiliza como medio de transporte es de $5600 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$, según el personal de la planta, cuando la corriente de “colas” tiene un 20% de sólidos.

El agua de manantial (que, según el personal de la mina, varía entre $100\text{-}150 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$) es utilizada para la preparación de los reactivos. En dado caso que se encuentre una ley muy alta en la “cabeza” (material de salida de la mina ya molido), es necesario dosificar más reactivo y, por lo tanto, es necesario aumentar la cantidad de agua utilizada.

El agua proveniente de infiltraciones en la mina, conocida como “agua de mina” ($700 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$) se utiliza para compensar el agua que se pierde, tanto en los concentrados finales de los productos como la que el jal llega a capturar.

Los valores obtenidos, tanto para evaporaciones como para infiltraciones, son mediciones realizadas de acuerdo con la 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. Estos valores no fueron calculados recientemente en la mina en estudio sino que fueron tomados de la mina Rey del Plata localizada en la cercanía suponiendo que tienen un comportamiento similar (considerado en el apartado 5.3.1.2 de dicha norma).

La cantidad de agua reprocesada se estima por parte del personal de la mina en estudio en $4293 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ pero existen variaciones con respecto a las estaciones del año. Para controlar dichas variaciones y que no afecten al proceso, se han instalado 3 tanques de almacenamiento temporal después de que el agua ha sido recolectada de la presa. La Figura 3.7 presenta un plano del área con el sitio de localización de estos tanques de almacenamiento temporal. El acervo fotográfico de la zona en estudio se encuentra en el Apéndice 1.

3.4 Caracterización química de muestras de agua del proceso

Dentro del proyecto global del que esta investigación forma parte, se tomaron muestras de diferentes puntos del proceso (Figura 3.6), cuyas claves, los métodos analíticos empleados para su caracterización y los datos obtenidos se presentan en el Apéndice 2.

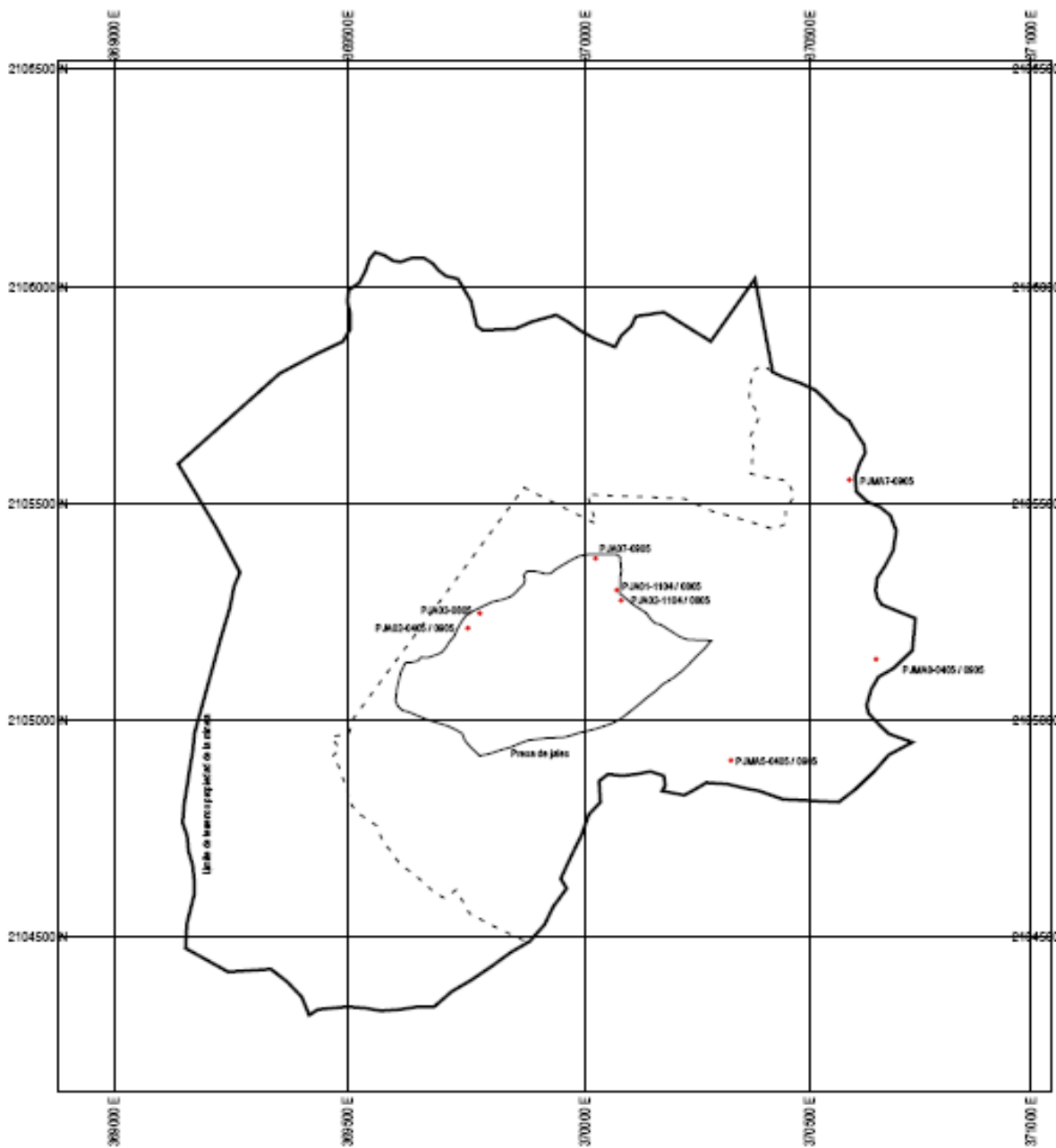


Figura 3.7. Plano de ubicación de las instalaciones mineras objeto de esta investigación (Lizárraga-Mendiola, 2005)

CAPÍTULO 4

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1 Balances de agua

De acuerdo con el diagrama de bloques del capítulo anterior y las consideraciones hechas por el personal de la empresa minera en estudio, los datos obtenidos de esa información se presentan en la Figura 4.1.

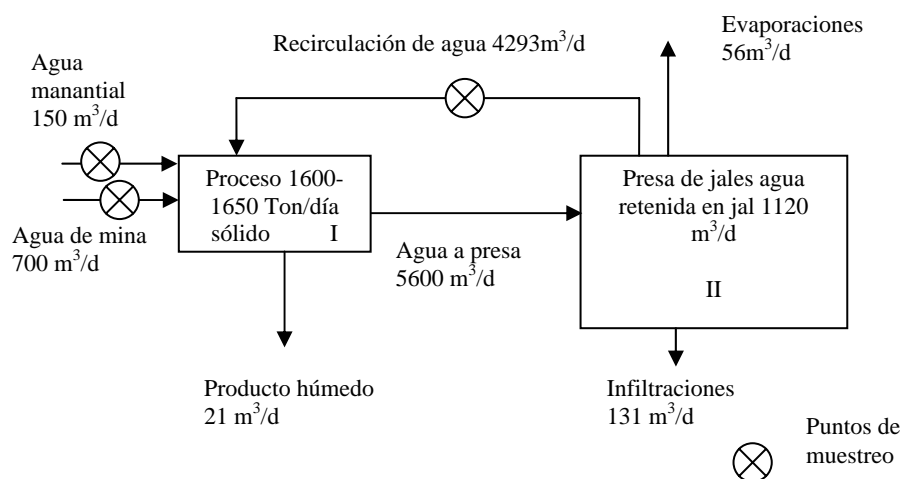


Figura 4.1. Balance de agua promedio de la mina en estudio

El personal de la mina en estudio no proveyó información sobre cómo se obtuvieron estos datos [(1) Agua de manantial, (2) Agua de mina, (3) Contenido de agua en el producto húmedo, (4) Agua residual a presa de jales, (5) Evaporación de agua al entorno, (6) Infiltraciones al seno del sólido de la presa y alrededores y (7) Recirculación de agua] que, además, no permiten cerrar los balances de masa: En el proceso I hay 478 m³ d⁻¹ de diferencia que representa el 56% más del agua fresca utilizada para su reposición. Por esta razón, en esta investigación se reconsideró el balance de agua (Tabla 4.1 y Figura 4.2), de acuerdo con estudios basados en la literatura consultada. A continuación se desglosan.

Algunos estudios reportados en la literatura muestran que, del 30-50% del agua descargada a la presa de jales, sólo entre el 20 y el 58% puede ser recuperada por decantación, ya que se puede llegar a perder hasta el 52% por evaporación, 17% por infiltraciones y 11% por el agua retenida en el jal (Wels y Roberston, 2003). Cabe mencionar que estos valores dependen de las condiciones climatológicas y topográficas de la zona donde se encuentre ubicada la presa, del tamaño de partícula del jal, ya que si es muy fino produce una superficie impermeable aumentando las zonas de inundación, acelerando así la pérdida de agua por evaporación y disminuyendo el porcentaje de infiltración (Mwale et al., 2005).

La mayor recuperación lograda en otras minas se obtiene mediante la adición de desaguadores antes de descargar a la presa de jales, donde se remueve alrededor del 70% del agua utilizada (Meintjes, 2001; Wels y Roberston, 2003). Éste podría ser un punto a recomendar al personal de la mina en cuestión ya que cuentan con el espacio para construir el sistema (líneas punteadas en la Fig. 4.2).

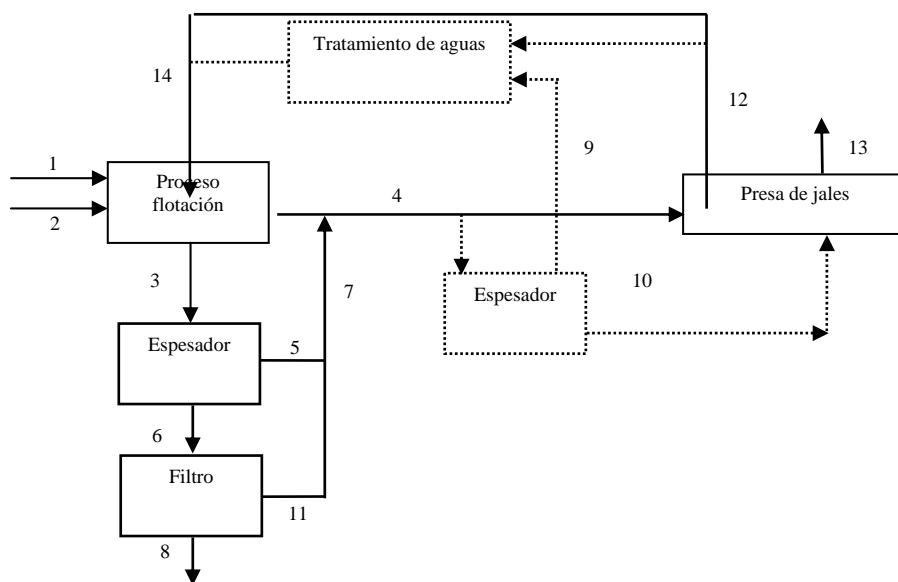


Figura 4.2. Diagrama de proceso de la mina en estudio (con adecuaciones en líneas punteadas)
(Los numerales que marcan las corrientes están descritos en la Tabla 4.1)

Existen varios equipos para eliminar la cantidad de agua en la pulpa; entre ellos se encuentran: los espesadores, los clarificadores, los hidrociclones, y las centrífugas (Wills, 1994). La simplicidad y bajo costo del hidrociclón lo hacen muy atractivo, aunque tiene limitaciones respecto a la concentración de sólidos que puede lograr y a las proporciones relativas de derrame y descarga en las que se divide la alimentación. La eficiencia de un ciclón decae rápidamente con tamaños de partícula muy fina y las partículas menores a 10 μm de diámetro aparecerán en el derrame. La floculación de dichas partículas no es posible, puesto que las altas fuerzas de corte dentro de un ciclón destruyen rápidamente cualquier aglomerado. Las centrífugas son mucho más costosas y complejas pero pueden reducir la cantidad de humedad del producto entre 5-20%. En la mayoría de las industrias se prefiere la utilización de espesadores lo cual produce una pulpa de entre 55-65% sólidos y es el equipo que se recomienda para este proceso.

De acuerdo con los resultados proporcionados por el personal de la empresa minera, en la que no cuentan con un espesador para la presa de jales, la información de que obtienen una recuperación del 76% sugiere posibles consideraciones distintas a las que hacen investigadores a nivel mundial (Meintjes, 2001; Wels y Roberston, 2003).

Al analizar la cantidad de agua retenida en el jal ($1120 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$) indica que este último se encuentra con una humedad del 44%, valor que difiere al obtenido de las muestras tomadas en

tres diferentes períodos del año (11% en promedio) (González-Sandoval, 2006). Esta variación pudiera deberse a que el jal va perdiendo humedad vía evaporación al ambiente, ya que las condiciones climatológicas del área son del tipo cálido, subhúmedo con humedad moderada. La temperatura media anual es de 23°C, la máxima anual de 31°C y la mínima anual de 15°C (Arroyo-Pedraza, 2001).

4.1.1 Uso actual del agua

De acuerdo con Johnson (2006), cuando no se cuenta con un espesador, es posible recuperar del 60-64% del agua mandada a la presa. Tomando en cuenta este último porcentaje, el balance real queda expresado en la segunda columna de datos de la Tabla 4.1. Debido a que este porcentaje de recuperación de agua en la presa de jales es menor al informado por el personal de la mina (77%) y la cantidad de agua utilizada en el proceso de beneficio no permitía cerrar el balance fue necesario incrementar la cantidad de agua de manantial utilizada.

4.1.2 Uso más eficiente del agua

Las consideraciones realizadas en el balance propuesto (tercera columna de la Tabla 4.1) son:

- (a) El espesador es capaz de disminuir la cantidad de agua de un 80% a un 35% en peso
- (b) Del agua mandada a la presa de jales, el 60% se pierde por retención en el jal, evaporación e infiltraciones
- (c) Al aumentar el agua de reproceso se disminuye la cantidad de agua requerida, tanto de la mina como del agua de manantial.

Tabla 4.1. Balance de agua calculado versus el proporcionado por el personal de la mina y propuesto

Corriente	Descripción	Proporcionado m ³ d ⁻¹	Calculado m ³ d ⁻¹	Propuesto m ³ d ⁻¹
1*	Agua mina	700*	700	302
2*	Agua manantial	150*	1316	150
3	Concentrado, 20% sólidos	1000	1000	1000
4	Jales, 20% sólidos	5600	5600	5600
5	Agua recuperada de espesador (concentrado)	833	833	833
6	Concentrado 60% sólidos	166	166	166
7	Agua recuperada de espesador y filtro	978	978	978
8	Concentrado 92% sólidos	21	21	21
9	Agua recuperada de espesador de jales	0	0	4846
10	Corriente de colas**	5600	5600	754
11	Agua recuperada de filtro de concentrados	145	145	145
12	Agua recuperada de presa	4293	3584	301
13	Pérdidas de agua presa	1307	2016	452
14	Agua de reproceso	4293	3584	5148

- *Con estos valores no es posible cerrar el balance de agua
- **20% sólidos en los rubros proporcionado y calculado y 65% sólidos en el propuesto

Tomando en cuenta estas tres consideraciones, la disminución del valor en la recuperación del agua en la presa y del agua perdida por evaporación, se deben a que el agua fue recuperada en su mayoría en el espesador. Esta cantidad, $1,600 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ representan casi un 50% de la cantidad actualmente reprocessada diariamente, lo que equivaldría a ahorrar el agua de manantial calculada en esta investigación (aunque el personal de la mina diga que solamente emplea $150 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$, aunque no cuentan con medidores de flujo para corroborar este dato ya que se encuentran estropeados).

4.2 Caracterización química de las muestras de agua

Los datos obtenidos para las muestras de agua tomadas en las partes importantes del proceso, listados en el Apéndice 2 (Durán-de-Bazúa et al., 2006) y resumidos en la Tabla 4.2, indican lo siguiente: Como era de esperarse, las características del agua de reproceso son similares a las de la presa ya que el agua después de ser enviada a la presa de jales es recuperada por decantación observándose un ligero incremento de sales, probablemente debido a que parte del agua que se deposita en la presa se evapora. Las variaciones de sulfatos en los diferentes puntos de la presa de jales, se atribuyen a la cercanía de la descarga, es decir mientras más lejos se encuentre el punto de la descarga, mayor será el tiempo de residencia del agua, permitiendo que se lleven a cabo procesos de oxidación con el aire ambiente (pasando los sulfuros a sulfatos).

Tabla 4.2. Caracterización de muestras de agua tomadas en la zona de la mina en estudio (Durán-de-Bazúa et al., 2006)

Descripción	Fecha	T	pH	Ca	Cu	Fe	Pb	Si	Zn	SO ₄ ²⁻
	muestreo	(°C)		(mgL ⁻¹)	(mgL ⁻¹)	(mgL ⁻¹)	(mgL ⁻¹)	(mgL ⁻¹)	(mgL ⁻¹)	(mgL ⁻¹)
Agua reproceso	02-04-05	33.0	4.76	560	0.05	48.84	2.98	3.59	7.42	2807
	13-09-05	26.1	5.03	722	0.02	5.90	3.29	4.30	17.92	2594
Agua desviada galería	02-04-05	26.2	3.98	576	<0.01	7.03	3.57	5.00	7.13	3349
	13-09-05	26.8	5.01	709	0.03	6.00	3.44	4.38	18.21	1504
Agua manantial	13-09-05	23.8	6.75	14	<0.01	0.10	<0.10	26.75	0.13	21
Agua mina	02-04-05	31.3	5.78	296	0.14	5.10	<0.10	17.56	260.00	3692
	13-09-05	29.4	6.20	301	0.16	7.25	0.13	17.30	175.60	2216
Cauce del arroyo Tizapa	02-04-05	28.0	2.50	588	<0.01	88.56	1.47	24.73	8.15	3787
	13-09-05	22.5	7.32	9	<0.01	0.46	<0.10	12.50	0.10	5
Presa de jales*	02-04-05	27.0	2.00	575	0.01	3.25	3.45	3.10	6.92	3123
Presa de jales*	13-08-05	28.0	4.55	726	0.01	2.60	2.69	4.00	16.32	2540
Presa de jales*	13-08-05	29.0	4.35	545	0.01	2.39	2.45	4.10	15.80	1595
Presa de jales*	13-08-05	31.0	5.18	528	0.02	1.59	2.80	3.32	15.52	3230
Presa de jales*	13-08-05	30.5	5.70	547	0.01	2.64	2.86	3.86	16.17	4177
Presa de jales*	13-09-05	25.7	4.66	591	0.03	5.34	4.11	7.52	14.91	2151

*Ubicación de cada punto de muestreo en el Apéndice 2

Por otra parte se puede observar que en la temporada de lluvias (muestreo realizado en los meses 08 y 09), existe una disminución en la concentración, tanto de los metales como de los sulfatos generados, resultado de la dilución provocada por el agua de lluvia, $1,500 \text{ mm año}^{-1}$, de acuerdo con el INEGI (1997).

Es de llamar la atención que, tanto el agua desviada en la galería (en sus dos fechas de muestreo) como la del cauce de río (en la primera visita), presenta condiciones semejantes al agua de reproceso. Esto hace suponer que estas corrientes entran en contacto con el agua de reproceso y en una cantidad tal que las concentraciones de estas corrientes se ven severamente afectadas. Las condiciones del cauce del arroyo evaluadas en la visita realizada en la temporada de lluvias (agosto y septiembre de 2005), en donde la muestra fue tomada aguas arriba, permiten ver que los resultados se asemejan al agua de manantial e indican condiciones naturales similares a las de los cuerpos de agua de la región.

El área total de la presa es de 16 hectáreas ($160,000\text{m}^2$), de las cuales aproximadamente 1/6 parte se encuentra inundada ($27,000\text{m}^2$), mientras que los datos de la estación de “monitoreo” de la mina en estudio reporta una tasa de evaporación promedio anual de 6mm d^{-1} lo que da como resultado una velocidad de evaporación de $162\text{m}^3\text{d}^{-1}$ resultado prácticamente tres veces mayor al indicado por los operadores de la mina ($56\text{m}^3\text{d}^{-1}$).

El agua de mina es la que tiene mayores concentraciones de zinc. Esta característica indica que tal vez pudiera utilizarse para recuperar la esfalerita (ZnS) antes de introducir el agua al proceso. La forma de lograrlo sería reduciendo los sulfatos a sulfuros en condiciones básicas (Figura 4.3).

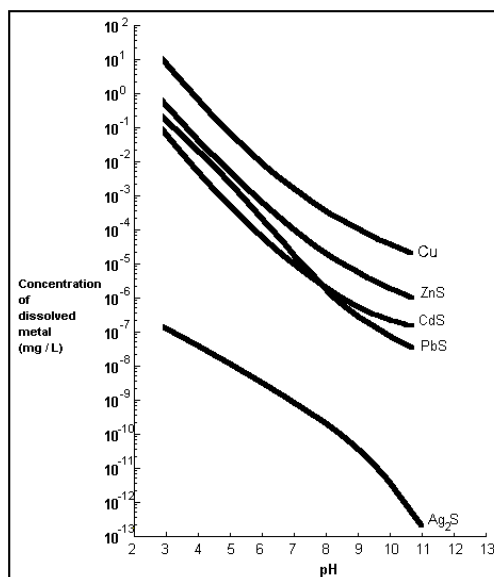


Figura 4.3. Solubilidad de sulfuros en función del pH (REMCO ENGINEERING, 2005)

Después de analizar los resultados obtenidos en las muestras de agua utilizadas en el proceso, puede decirse que es necesario reducir las concentraciones de los metales y de los sulfatos, con el fin de mejorar el proceso de separación y concentración de los minerales de zinc, plomo y cobre, así como la correcta separación del agua de proceso de las corrientes naturales con el fin de minimizar su impacto ambiental final en la propia presa de jales y sus alrededores y mejorar la productividad.

Dentro de los resultados obtenidos de la búsqueda bibliográfica al respecto, a continuación se describen algunos procesos que pueden ser útiles para la remoción de sulfatos y para el enriquecimiento de las diferentes fracciones de concentrados (zinc, plomo, cobre) para aumentar su “grado”.

4.3 Tratamientos convencionales del agua residual que acompaña a los jales

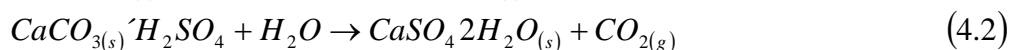
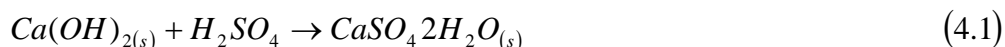
El tratamiento del agua residual de los procesos mineros requiere la remoción o la reducción de contaminantes orgánicos, así como la reducción de la concentración de las especies iónicas que dañan al proceso. Muchas de estas técnicas son modificaciones utilizadas en el tratamiento de efluentes, tanto municipales como industriales. Las técnicas más importantes utilizadas en la industria minera se resumen en la Tabla 4.3.

Los tratamientos pueden organizarse en alguna de las siguientes categorías (Tabla 4.4).

4.3.1 Tratamiento químico y precipitación

4.3.1.1 Hidróxido y carbonato de calcio

El hidróxido y el carbonato de calcio se utilizan para la neutralización de los drenajes ácidos de minas pero también se utilizan para la remoción de sulfatos a través de la precipitación de yeso ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$):



Los niveles a los cuales se reduce la concentración de sulfatos se controla mediante la solubilidad del yeso, que depende de la composición de la solución y varía entre 1500 y 2000 mg L^{-1} (Costello, 2003). Este proceso puede ser considerado como un pretratamiento cuando permanecen altas concentraciones de sulfatos en la solución.

Recientemente, se presentó en la literatura un proceso integrado por hidróxido y carbonato de calcio, que puede reducir la concentración de sulfatos por debajo de 1200 mg L^{-1} (Geldenhuis et al., 2001). Este proceso consta de tres etapas:

1. Neutralización con carbonato de calcio a valores de pH neutro, formando CO_2 y la precipitación de yeso
2. Tratamiento con hidróxido de calcio para aumentar el pH a 12 y la adición de hidróxido de magnesio para favorecer la precipitación del yeso
3. Ajuste de pH con CO_2 (recuperado de la etapa 1) con la precipitación de carbonato de calcio

El proceso responsable de la mejora de la remoción de sulfatos es la precipitación de $\text{Mg}(\text{OH})_2$ en presencia de yeso. En este tratamiento, se producen grandes cantidades de lodos contaminados con metales pesados (Hammack et al., 1994; Wako et al., 1979), con altos costos de operación y problemas de disposición, ya que el lodo producido es altamente voluminoso y rico en agua conteniendo sólo del 2-4% de sólidos (Luptakova y Kusnierova, 2005).

Tabla 4.3. Técnicas utilizadas para el tratamiento de efluentes mineros (Rao y Finch, 1988)

Técnica	Aplicación	Ventajas	Desventajas
Adsorción en la interfase líquido-gas	Remoción de sustancias orgánicas tensoactivas (sulfatos de alquilo)	Operación sencilla y en concentrado puede ser recirculado	Requiere equipo de dimensiones grandes
Adsorción con carbón activado	Remoción de casi todos los compuestos orgánicos	Una sola etapa de remoción de compuestos orgánicos y los adsorbentes pueden ser recuperados	Requiere unidades especiales para la regeneración del carbón activado
Adsorción con lodo mineral	Remoción de los iones metálicos y algunos compuestos orgánicos dependiendo en la composición del lodo	Uso adecuado de los lodos generados en las operaciones	Las cantidades removidas pueden no ser satisfactorias
Precipitación química	Remoción de metales alcalinos y metales pesados	Rápida	Requiere un control cuidadoso de los reactivos
Oxidación biológica	Remoción de materia orgánica biodegradable	Potencialmente barato usando un tanque de lodos de origen microbiano	Operación lenta Acondicionamiento posterior requerido
Oxidación química	Transformación de las moléculas de alto peso molecular a bajo peso molecular	La mayoría de los compuestos orgánicos son oxidados y no tiene problemas de manejo	Costo de capital
Resinas de intercambio iónico	Remoción de las especies iónicas	Las resinas pueden regenerarse si el proceso se realiza en columnas	Costo de capital. Bajo punto de saturación
Ósmosis inversa	Remoción de electrolitos	Todas las especies catiónicas y aniónicas se remueven en una sola etapa	Problemas de mantenimiento y es necesaria una remoción previa de compuestos orgánicos
Congelamiento atmosférico	Remoción de electrolitos y compuestos orgánicos	Todas las impurezas pueden removerse y no es necesario el uso de reactivos químicos	Depende de las condiciones climáticas y dificultades en el diseño

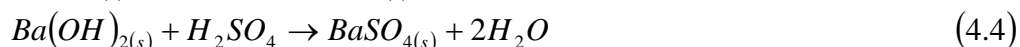
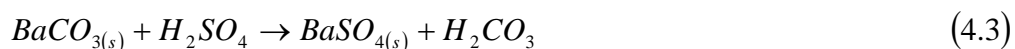
Tabla 4.4. Clasificación de tratamientos de agua (Bowel, 2000)

Categoría	Procesos
Tratamiento químico y precipitación	Adición de hidróxido y carbonato de calcio
	Adición de sales de bario
	Proceso SAVMIN
	Proceso CESR
Membranas	Ósmosis inversa
	Proceso SPARRO
	Electrodialisis
Intercambio iónico	Proceso GYP-CIX
	Precipitación química con intercambio iónico
Remoción biológica de sulfatos	Humedales artificiales
	Biorreactores

Para mejorar la formación de los precipitados se recomienda agregar un reactivo floculante aumentando la concentración de los sólidos llegando hasta un 50% en sólidos (Coulton et al., 2003). Podrían hacerse pruebas de uso de estos lodos como materiales de construcción de paneles separadores (conocidos en México como “tabla-roca”), que en los EEUU tienen un alto valor comercial y que serían una salida económicamente viable para los residuos de este proceso.

4.3.1.2 Sales de bario

La barita ($BaSO_4$) es muy insoluble haciéndola un candidato excelente para la remoción de sulfatos. Las sales de bario que se utilizan son: $Ba(OH)_2$, $BaCO_3$ y BaS (García y González, 2004):



Tanto el hidróxido como el sulfuro de bario son muy efectivos en remover los sulfatos disueltos en todo el intervalo de pH, mientras que el carbonato es menos efectivo en condiciones neutras a alcalinas y en condiciones muy ácidas (Miller, 2005).

El proceso consta de las siguientes etapas (APSI, 2005):

1. Adición de las sales de bario al agua residual con alto contenido de sulfatos
2. Se burbujea dióxido de carbono al reactor para mantener el valor de pH a 5
3. El sulfato de bario precipita, se deshidrata y se introduce a un horno
4. El ácido sulfhídrico formado se manda a una torre de lavado
5. Se ajusta el pH del agua tratada mediante la adición de cal para fomentar la precipitación de los metales

6. Los lodos (hidróxidos metálicos formados) se mandan a un sistema de deshidratación
7. El horno utiliza gas natural y coque para convertir el sulfato de bario a sulfuro de bario

Este proceso tiene las ventajas de reducir las concentraciones de sulfatos a 190 mg L^{-1} , es posible recuperar las sales de bario, disminuye la dureza del agua y puede remover metales disueltos en el agua. Sin embargo, las sales de bario son muy caras y es necesario tratar sus lodos para reducir sus costos y proporcionar un ingreso adicional al producir azufre elemental a partir de ellas, para su uso en otros procesos.

4.3.1.3 SAVMIN (Smit y Silbilski 2002)

El proceso SAVMIN utiliza reacciones de precipitación en etapas sucesivas para remover el sulfato disuelto en el drenaje ácido de mina (Smit, 1999). El proceso es el siguiente (Fig. 4.4):

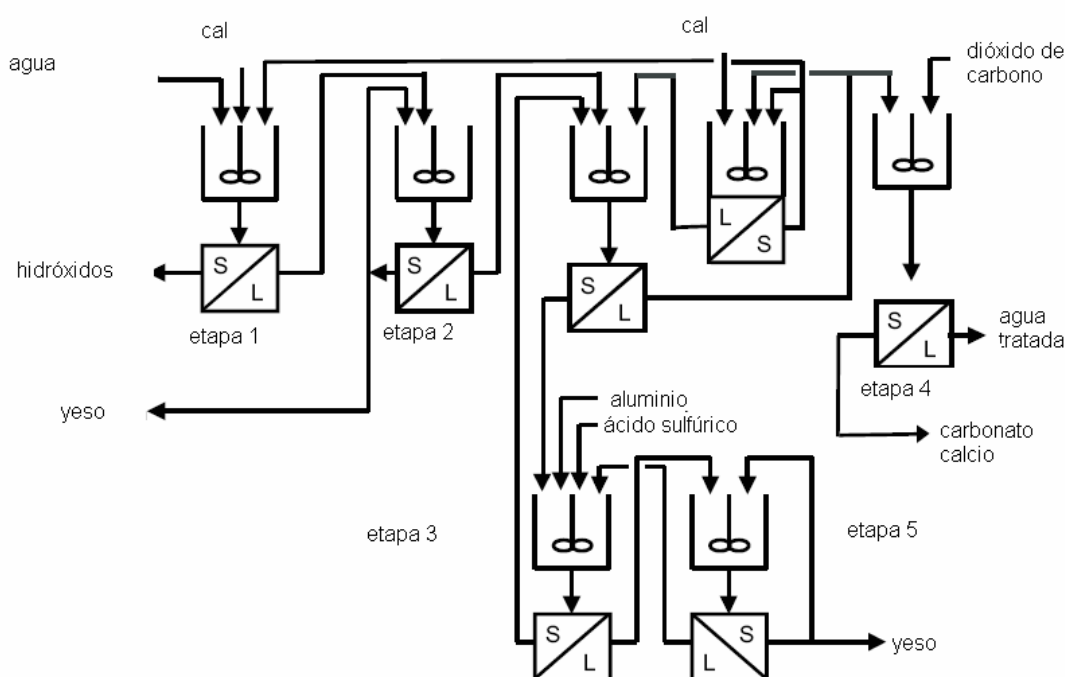
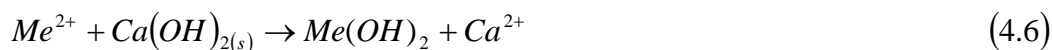


Figura 4.4 . Proceso SAVMIN (Smit y Silbilski, 2002)

En la primer etapa se adiciona hidróxido de calcio para aumentar el pH a un valor de 12-12.3, precipitando los metales en forma de hidróxidos (Mead y Olthaf, 2005):



Aunque la mayoría de las especies metálicas, $Me(OH)_2$, precipitan a valores bajos de pH ($pH < 8$), es necesario elevar el pH para precipitar al magnesio.

Después de la remoción de los metales y el magnesio, se adicionan cristales de sulfato de calcio para catalizar la precipitación yeso en una solución supersaturada. Una porción del yeso precipitado es recirculado a esta etapa mientras que el resto es removido.

En la tercer etapa, se adiciona hidróxido de aluminio resultando en la precipitación de la ettringita ($3\text{CaO}\cdot 3\text{CaSO}_4\cdot \text{Al}_2\text{O}_3\cdot 31\text{H}_2\text{O}$):



La precipitación de la ettringita ocurre en un pH entre 11.6 y 12 removiendo los iones de calcio y de sulfatos. El pH se mantiene elevado mediante la adición de hidróxido de calcio.

En la cuarta etapa, el agua residual (pH 11.7, $\text{SO}_4^- < 200 \text{ mg L}^{-1}$) es tratada con CO_2 para disminuir el pH.

La lechada de ettringita se trata con ácido sulfúrico para regenerar el hidróxido de aluminio para reutilizarlo en la etapa tres del proceso.

4.3.1.4 CESR (Anónimo, 2001b)

El proceso remoción de sulfatos CESR, conocido también como “Walhalla”, es similar al SAVMIN ya que también precipita ettringita para remover los sulfatos del agua. Este método también es efectivo para la remoción de metales disueltos (Miller, 2005).

En este proceso se adiciona hidróxido de calcio hidratado para precipitar el yeso. El pH se mantiene en un nivel tal que se evite la precipitación de los metales y se minimicen los lodos metálicos. El lodo no peligroso se remueve por medio de deshidratación y filtrado. En la siguiente etapa del proceso, se adiciona más hidróxido para aumentar el pH a 10.5 y precipitar los metales disueltos en forma de hidróxidos junto con una precipitación adicional de yeso. Los lodos formados en la segunda etapa se remueven por deshidratación y filtrado.

La remoción del sulfato disuelto se completa en la tercera etapa del proceso. Después de incrementar el pH a 11.5 se adiciona un reactivo conocido como SX-44 por su fuente de aluminio (Mead y Olthaf, 2005) (derivado de la industria cementera), para precipitar la ettringita ($3\text{CaO}\cdot \text{CaSO}_4\cdot \text{Al}_2\text{O}_3\cdot 31\text{H}_2\text{O}$), logrando una reducción en la concentración de sulfatos de $\sim 100 \text{ mg L}^{-1}$. La diferencia entre los procesos SAVMIN y CESR es el reactivo utilizado en el proceso CESR en lugar del hidróxido utilizado en el proceso SAVMIN.

Otros contaminantes, incluyendo los metales, nitrato, cloruros y fluoruros, pueden precipitar junto con la ettringita. Debido a que el yeso interfiere con la reacción de precipitación de la ettringita es importante remover todo el yeso de la corriente de alimentación antes de las etapas posteriores. En la etapa final del proceso, el pH de alimentación se acondiciona con $\text{CO}_{2(g)}$ para alcanzar los parámetros de descarga.

El proceso CESR se utiliza en plantas de tratamiento con flujos mayores de $0.02 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (350 galones por minuto) y puede reducir las concentraciones de los sulfatos a menos de 100 mg L^{-1} .

4.3.2 Tratamiento por membranas

Esta tecnología tiene dos procesos importantes, la electrodiálisis (ED) y la ósmosis inversa (OI); sin embargo, cada membrana tiene diferentes aplicaciones. En la ED se utiliza un potencial eléctrico para mover los iones disueltos de manera selectiva a través de la membrana,

dejando atrás el agua pura, mientras que la ósmosis inversa utiliza bombas de alta presión para forzar el paso del agua a través de una membrana semipermeable.

4.3.2.1 Ósmosis inversa

En este tratamiento el agua contaminada es bombeada a presión y pasa por una membrana semipermeable. El agua pura pasa a través de la membrana y la concentración de las especies disueltas aumenta en el agua de alimentación. Para evitar los problemas de precipitación y el incremento de la presión osmótica (dependiendo de la composición química del agua, la presión aplicada y el tipo de membrana utilizada) parte del agua alimentada no recibe tratamiento (20-70% del agua alimentada) (Bowel, 2000).

La osmosis inversa consiste en cuatro componentes básicos: pretratamiento, bomba de presión, membrana y postratamiento (Anónimo, 2005h).

Para evitar que la membrana se tape por la presencia de sólidos suspendidos, precipitación química o crecimiento microbiano, el agua necesita recibir un pretratamiento que normalmente involucra un tratamiento químico y filtrado (INAP, 2003).

La bomba de alta presión requiere suministrar presiones alrededor de 17-27 bares para corrientes de proceso y de 54-80 para corrientes salinas. (INAP, 2003).

El postratamiento “acondiciona” el agua tratada (acondiciona el pH, alcalinidad y dureza, remoción de H₂S).

Los dos factores más importantes que determinan el costo de la ósmosis inversa son: la eficiencia de la membrana y la energía utilizada. Esta tecnología es capaz de producir agua de alta calidad sin embargo los costos y la recuperación del agua dependen del agua de alimentación. Todas las membranas que se utilizan para la remoción de sulfatos producen salmueras como producto de desecho cuya composición depende de la calidad de agua alimentada y es necesario que se disponga de manera eficiente (INAP, 2003).

4.3.2.2 Proceso SPARRO

Cuando el agua residual contiene elevadas concentraciones de sulfato de calcio, se reduce drásticamente el porcentaje de recuperación de agua por medio de OI. Otras sustancias disueltas tales como aluminio y hierro pueden causar severos problemas de taponamiento por lo que es necesario utilizar un pretratamiento haciendo a la OI un proceso económicamente no viable (Bowel, 2000).

Una modificación al proceso de ósmosis inversa es el proceso SPARRO (por sus siglas en inglés Slurry Precipitation and Recycle Reverse Osmosis) (Juby et al., 1996; Pulles et al., 1992), donde se logra disminuir el consumo de energía, controlar la alimentación de calcio y utilizar una nueva técnica de bombeo.

Después del pretratamiento (ajuste de pH y remoción de sólidos suspendidos por medio de coagulación, sedimentación y filtración), el agua antes de ser alimentada a la membrana de ósmosis inversa se mezcla con la corriente de recirculación (lechada de yeso) para fomentar la precipitación del sulfato de calcio. Esta tecnología es capaz de reducir las concentraciones de la

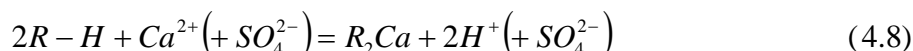
corriente de alimentación de 6,639 mg L⁻¹ a 152 mg L⁻¹ recuperando el 95% del agua alimentada con un flujo de 0.85 L s⁻¹ (Mead y Olthaf, 2005).

4.3.2.3 Electrodialisis

La electrodiálisis (ED) es un método que utiliza membranas y permite separar iones de corrientes líquidas mediante la aplicación de un gradiente de potencial eléctrico. Al aplicársele un potencial eléctrico a un fluido que contiene especies cargadas (iones), los iones positivos (cationes) migran hacia el electrodo negativo (cátodo) y los iones negativos (aniones) migran hacia el electrodo positivo (ánodo). Si entre los electrodos se colocan membranas selectivas a los cationes y aniones, entonces es posible separar a estos iones de una corriente, diluyéndola y llevándolos hacia otra corriente en donde estos iones se concentran. De esta manera se tendrán celdas en contacto con los electrodos, llamadas celdas de lavado (Contreras y Cárdenas, 2003). La electrodiálisis inversa opera con el mismo principio que la electrodiálisis pero, a intervalos de tiempo, la polaridad de los electrodos se invierte limpiando las celdas y disminuyendo el taponamiento de las membranas. La electrodiálisis inversa consiste en cinco componentes básicos (Buros, 1998): Pretratamiento, membrana, bomba de presión, fuente de corriente directa y postratamiento. El pretratamiento es necesario para prevenir la entrada de materiales que pudieran dañar las membranas. La bomba de baja presión es necesaria para recircular el agua a través de la membrana. El postratamiento se realiza para ajustar el pH alcalinidad y dureza para su posterior distribución.

4.3.3 Intercambio iónico

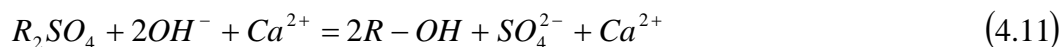
El proceso GYP-CIX es una tecnología de intercambio iónico que se utiliza para remover la mayoría de los iones presentes en el agua (Robinson, 2003). Particularmente, es muy utilizada en la remoción de sulfatos disueltos cuando las condiciones son cercanas a la de saturación del sulfato de calcio. Primero, se remueven los cationes tales como el Ca⁺² mediante una columna con una resina ácida de intercambio iónico (R-H)



Después de pasar a través de la resina catiónica, el agua se bombea a una torre de desgasificación en donde los carbonatos son removidos. Los aniones tales como SO₄²⁻ se remueven en una resina aniónica básica (R-OH)



El agua tratada tiene un pH neutral y bajas concentraciones de calcio, sulfatos y otras especies disueltas (Bowel, 2000). La novedad de este proceso es el bajo costo de regeneración de las resinas produciendo sulfato de calcio como producto de desecho. Esta tecnología utiliza Ca(OH)₂ y H₂SO₄



La resina catiónica se regenera utilizando 10% de ácido sulfúrico en solución y la adición de cristales de yeso recirculados. La solución resultante contiene altas concentraciones de calcio y sulfatos que, en presencia de estos cristales, precipitan formando más yeso. Posteriormente, el yeso es separado por sedimentación. De manera similar, la resina aniónica se regenera con una solución al 2% de $\text{Ca}(\text{OH})_2$, liberando iones de calcio y sulfatos que son removidos de igual manera (Mead y Olthaf, 2005). En este proceso, el agua puede ser tratada de manera continua con flujos de $0.003 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (50 galones por minuto) en plantas piloto reduciendo la concentración de sulfatos de $1,200\text{-}2,800 \text{ mg L}^{-1}$ a menos de 50 mg L^{-1} con porcentajes de recuperación que varían de 50 a 90%.

4.3.4 Otros métodos

En la oxidación química y/o biológica (Murayama et al., 1987), sus principales objetivos son el hierro, el manganeso y el aluminio y lo que se pretende es precipitar estos metales como hidróxidos a través de la adición de un agente oxidante como el cloro o el permanganato de potasio. Posteriormente, es necesaria una operación de sedimentación y filtración para remover la fase sólida antes de reutilizar o descargar el agua a un cuerpo receptor. Habría que verificar las formas químicas de los agentes oxidantes en el agua final antes de plantear su disposición a cuerpos receptores, así como la posible reutilización o disposición de los sólidos para corroborar su inocuidad (Excel Water Technologies Inc., 2002; LENNTECH, 2005).

Como tecnología pasiva de neutralización, existen los drenajes anóxicos de caliza (Costello, 2003; Cravotta, 2003; Ridge, y Seif, 2005; Waters et al., 2003), en donde su función es incrementar el valor de pH, evitando la oxidación del ión férrico. En el drenaje, la presión parcial del dióxido de carbono aumentaría acelerando la disolución de la caliza y, por consiguiente, la alcalinidad. Debe mencionarse que no se pueden tratar drenajes ácidos de mina cuando se cuenta con altas concentraciones de aluminio y de ión férrico debido a la formación de precipitados de tipo hidróxidos que disminuirían la permeabilidad y causarían el colapso del sistema en aproximadamente 6 meses de operación (Cravotta, 2003).

La precipitación de sulfuros metálicos puede darse mediante la adición de sulfuros, a un pH de 8.5, normalmente en forma de H_2S , CaS , FeS y Na_2S . Este tratamiento requiere un seguimiento analítico (“monitoreo”) constante, tanto de la temperatura, que determina la solubilidad del H_2S , como de los valores de pH ácidos, ya que causarían la liberación del gas H_2S , disminuyendo su concentración en la solución (Anónimo, 2001d).

La electroprecipitación o la adsorción iónica producen resultados similares que los obtenidos por la precipitación de los hidróxidos metálicos (Jenke y Diebold, 1984). Sin embargo, estos procesos químicos y físicos están muy limitados debido a que no pueden tratar concentraciones excesivas de sulfatos asociadas con la mayoría de los drenajes ácidos de mina; imparten dureza al agua y producen lodo residual que requiere un tratamiento adicional y/o disposición. Además, estos métodos requieren de altas inversiones y tienen costos de operación y mantenimiento elevados (Eccles, 1999).

4.4 Tecnología propuesta

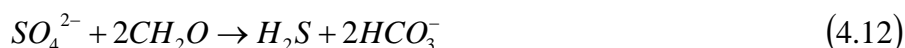
La remoción biológica de los sulfatos puede ser una alternativa efectiva para los procesos antes mencionados (Greene et al., 2004; Maree et al., 2004; Smith y Miettinen, 2005). Este proceso

se puede llevar a cabo de manera pasiva mediante la construcción de humedales artificiales o en forma activa mediante bio-reactores (Costello, 2003).

Las propiedades de un sistema de tratamiento biológico reduce (más no elimina) la necesidad de un mantenimiento continuo ofreciendo otra alternativa a los procesos convencionales. Klusman y Machermer (1991) listan los procesos más probables para la remoción de metales pesados mediante este tipo de tratamiento:

- 1) Adsorción y formación de complejos mediante sustratos orgánicos
- 2) Reducción del sulfato por acción microbiana seguida por una precipitación de los metales en forma de sulfuros
- 3) Precipitación de óxidos férrico y de manganeso
- 4) Adsorción de los metales por hidróxidos de hierro
- 5) Metal adsorbido por las plantas
- 6) Filtración de materiales coloidales y suspendidos

Las bacterias sulfato-reductoras, BSR, oxidan los compuestos orgánicos simples (representados por la fórmula CH_2O) formando H_2S e iones bicarbonatos en condiciones neutras de pH, donde la reducción de sulfatos es óptima:



Los donadores de electrones de esta reacción pueden ser el hidrógeno (H_2) o compuestos orgánicos simples. La formación del bicarbonato muestra la habilidad de las bacterias sulfato reductoras de controlar el pH. La ecuación (4.12) muestra que se necesitan 60 g de sustrato para remover 96 g de sulfatos. Sin embargo esta cantidad puede variar dependiendo de la fuente de carbono utilizada ya que no toda puede ser consumida por las bacterias sulfato reductoras (Chang et al., 2000). Hulshoff Pol et al. (1990) recomiendan una relación mínima COD/sulfatos de 0.67 para garantizar la reducción de los sulfatos.

La formación de los sulfuros depende del pH de la reacción y se representa su equilibrio de la siguiente forma:



Tanto el HS^- , que se presenta a valores de pH neutros, como el S^{2-} , que ocurre a valores de pH alcalinos, son solubles mientras que el H_2S predomina cuando el pH es ácido, es poco soluble y se desorbe de la solución (ecuación 4.13). Por otra parte, el ión bicarbonato formado durante la reducción de los sulfatos se encontrará en equilibrio con CO_2 , HCO_3^- y CO_3^{2-} . Sin embargo, en las condiciones óptimas de pH (neutras) la especie predominante será la del ión bicarbonato (Manahan, 2000).

El ácido sulfhídrico formado durante la reacción de reducción, reacciona con las especies metálicas formando sulfuros metálicos insolubles



Este proceso (ecuación 4.14) contribuye en mayor medida a la remoción de metales.

El ácido sulfhídrico es tóxico para varias bacterias (Castro-González, 2004; Smith, 1993). Las bacterias sulfato-reductoras, BSR, son menos sensibles a la presencia de H₂S que otras bacterias anaerobias. El efecto tóxico se debe al estado no ionizado de H₂S que permite que atraviese la membrana celular de una manera más fácil. Dentro de la célula interfiere con el metabolismo del sulfuro o afecta el pH intracelular (Oude-Elferink et al., 1994). También, algunos metales disueltos pueden inhibir la reducción del sulfato. La formación de sulfuros metálicos en la pared celular genera una barrera que evita el acceso de reactivos necesarios para las enzimas (Utigikar et al., 2002).

Al elevar el pH se facilita la precipitación de los metales en forma de hidróxidos y óxidos contribuyendo a la remoción de contaminantes metálicos a través de la acción de las bacterias sulfato reductoras. Otros procesos que pueden contribuir a la remoción de los metales es la precipitación de hidróxidos férricos y carbonatos de manganeso y la adsorción subsiguiente de metales (Walker y Hurl, 2001).

Comparado con los tratamientos químicos convencionales con óxido e hidróxido de calcio, este tratamiento biológico obtiene mejores concentraciones en la descarga de sulfatos (<250 vs 1500 mg L⁻¹) y de metales (ppb vs ppm). Además, se obtiene una gran selectividad en la precipitación metálica debido a las diferentes solubilidades de los sulfuros metálicos a diferentes valores de pH, contrario a lo que sucede con la precipitación con hidróxidos. Finalmente, los lodos en forma de metales sulfurosos son más densos y estables que los hidróxidos (Peters y Ku, 1985).

4.4.1 Sustratos utilizados

Las BSR son bacterias anaerobias estrictas, tales como: *Desulfovibrio*, *Desulfomicrobium*, *Desulfobacter*, *Desulfosarcina*, *Desulfotomaculum*, *Thermodesulfobacterium*, *Archaeoglobus*, etc. (Odom y Singleton, 1993) y obtienen su energía para su proliferación por la oxidación de sustratos orgánicos ricos en carbono empleando a los sulfatos como aceptores externos de electrones. Como resultado de esto, los sulfatos se reducen a H₂S. Asimismo, emplean iones sulfatos para oxidar los productos de la hidrólisis o acetogénesis. Como sustratos usan compuestos carbonosos tales como lactato (Elliot et al., 1998; Kaksonen et al., 2003), glucosa (Shayegan et al., 2005; Yamaguchi et al., 2001), metanol (Tsukamoto y Miller, 1999), etanol (Smul et al., 1999), acetato (Moosa et al., 2002; Moosa et al 2005), hidrógeno, ácidos grasos lineales de cadena corta, ácidos grasos de cadena larga y ramificados, butanol, ácidos dicarboxílicos, compuestos aromáticos, ácidos orgánicos cíclicos saturados, aminoácidos, azúcares, glicerol (White, 1995), melazas (Maree y Strydom, 1987), alfalfa y paja (Genevieve et al., 1994), suero de leche y estiércol (Bjorn et al., 1996; Christensen et al., 1996), aserrín (Wako et al., 1979), composta (Dvorak et al., 1992), hojas de roble, eucalipto y pino (Frank, 2000) y microalgas (Boshoff et al., 2004a), efluentes de curtiduría (Boshoff et al., 2004b) y cáscara de arroz (Chockalingam y Subramanian, 2005).

Gilbert et al. (2004) encontraron la relación que existe entre la composición química de (contenido de lignina) de diferentes sustratos y la actividad microbiana, observando que mientras menor sea su contenido la capacidad de biodegradación es mayor.

La Tabla 4.5 presenta la composición de un agua residual municipal típica de país desarrollado (Metcalf y Eddy, 1991).

Tabla 4.5 Contaminantes presentes en el agua residual municipal (Metcalf y Eddy, 1991)

Contaminante	Concentración (mg L ⁻¹)		
	Baja	Media	Alta
Sólidos totales (TS)	350	720	1200
Demanda bioquímica de oxígeno (DBO ₅)	110	220	400
Carbón orgánico total (COT)	80	160	290
Demanda química de oxígeno (DQO)	250	500	1000

El número de habitantes en el municipio más cercano es de 3,979 (IGECEM, 2000) y el consumo promedio de agua por habitante se estima en 138 L d⁻¹ (36.4 gal d⁻¹) con una concentración de carbono orgánico total de 160 mg L⁻¹ (Metcalf y Hedí, 1991), produciendo 87 kg de los 12,000 kg, requeridos estequiométricamente para disminuir la concentración de sulfatos de 4000 a 250 mg L⁻¹, lo que indica que es necesario utilizar otra fuente de carbono para tratar el agua de reproceso (5148 m³ d⁻¹), como mieles incristalizables de ingenios azucareros o residuos de granjas porcícolas o de ganado estabulado.

En un bio-reactor, la disponibilidad del sustrato (equivalentes reductores) funciona como un reactivo limitante y, por lo tanto, es un factor fundamental en el diseño del mismo (White y Gadd, 1996). Por lo tanto, Tsukamoto y Miller (1999) recomiendan la adición de lactato y metanol para reactivar la actividad microbiológica después de que los otros sustratos han gastado sus equivalentes reductores para mantener la eficiencia, mientras que Chang et al. (2000) mencionan que se puede utilizar composta o lodos de una planta de tratamiento de aguas.

La Tabla 4.6 muestra que se pueden utilizar residuos orgánicos tales como las melazas y el drenaje o alcantarillado municipal para ser utilizados como donadores de electrones en la reducción de sulfatos o sulfitos. Sin embargo, estos residuos (disponibles para las bacterias sulfato-reductoras) se encuentran en pequeñas cantidades o en bajas concentraciones lo cual limita la carga de los sulfatos. Además, cabe hacer mención de que las bacterias productoras de metano se desarrollan mejor en sustratos complejos (Harada et al., 1994; Lutgrade-Raskin, et al., 1996).

Con etanol, metanol e hidrógeno se obtienen altas tasas de reducción de sulfatos. Para cargas de sulfatos pequeñas (<100 kg S h⁻¹) se prefiere el etanol debido a que es más económico que el hidrógeno y las medidas de seguridad son menores (Lens et al., 2002). Para cargas mayores (>100 kg S h⁻¹) y en temperaturas moderadas (24-40°C), el uso de hidrógeno es la mejor opción. Este gas se puede producir degradando el metanol (“cracking” o degradación) o por

medio de un reformador de gas natural. En ambos casos, se produce una mezcla de H₂, CO₂ y una pequeña cantidad de CO (1-5%). En condiciones termofílicas (65°C), el uso del hidrógeno es menos efectivo debido a la formación de metano como subproducto (van Houten et al., 1997).

Tabla 4.6. Donadores de electrones en la reducción de sulfatos o sulfitos

Donador de electrones	T(°C)	Remoción SO ₄ ²⁻ (g L _{reactor} ⁻¹ día ⁻¹)	Remoción SO ₃ ²⁻ (g L _{reactor} ⁻¹ día ⁻¹)	Referencia
Melazas	31	2.4	-	Maree y Styrdom (1987)
Lactato	Cuarto de temperatura controlada	0.41	-	Hammack et al. (1994)
Drenaje municipal	30	-	46	Selvarej et al. (1997)
H ₂ /CO ₂	30	30	-	Van Houten et al. (1994)
H ₂ /CO ₂	55	7.5	9.3	Van Houten et al. (1997)
H ₂ /CO ₂	30	1.2	-	duPreez y Maree (1994)
Metanol	65	14	18	Weijma et al. (2000)
Etanol	35	6	-	Kalyuzhnyi et al. (1997)
Acetato	33	9.4	-	Dries et al. (1998)

Si las condiciones de pH y de óxido reducción no son las óptimas, la velocidad de reducción microbiológica de los sulfatos disminuye y, por consiguiente, también la remoción de metales. Si la velocidad de flujo es elevada, el agua se puede oxigenar ocasionando que el pH disminuya y el potencial redox aumente inhibiendo a las bacterias sulfato-reductoras. Por lo tanto, la eficiencia de remoción y la capacidad de carga de un sistema de tratamiento es función, no sólo del tamaño y la conductividad hidráulica sino también de la acidez y la concentración de oxígeno a la entrada (Willow y Cohen, 2003).

4.4.2 Condiciones de operación del bio-reactor

Elliot et al. (1998) mostraron que las bacterias sulfato reductoras, BSR, son capaces de reducir los sulfatos aún en condiciones ácidas pH (3.25), en donde el 38.3% de los sulfatos alimentados fue removido y se observó un incremento de pH a 5.82, mientras que Willow y Cohen (2003) demostraron que la capacidad de remoción de metales de un bio-reactor puede ser mejorada y el tiempo de residencia hidráulico reducido si se ajusta el pH de la alimentación a condiciones neutrales. Maree et al. (2004) mostraron que se pueden tener mejores eficiencias de remoción de sulfatos si al agua se le da un tratamiento previo con carbonato de calcio para remover parte de los sulfatos que se encuentran presentes en forma de yeso.

Se han realizado diferentes tipos de investigaciones con respecto a la conductividad hidráulica. En los sistemas que emplean humedales artificiales, cuyo patrón es de flujo horizontal, simulando un humedal natural, la capacidad hidráulica del sustrato disminuye en tres órdenes de magnitud en pocas semanas. Como resultado, poca cantidad de agua entra en contacto con el sustrato y la mayor parte de ella no recibe tratamiento (Lemke, 1989).

Los sistemas pueden reconfigurarse para forzar el paso del agua a través del sustrato y Lemke (1989) mostró que los sistemas de flujo ascendente tienen una mejor conductividad hidráulica y garantizan un mejor contacto del agua con el sustrato. Los sistemas de flujo descendente tienen un buen desempeño en ciertos patrones de flujo ya que si es muy bajo existe la canalización y, por ende, un alto porcentaje del soporte del sustrato permanece seco e inactivo.

La reducción biológica de los sulfatos se ha estudiado en diferentes tipos de reactores anaerobios, entre los que se encuentran el continuo agitado, el filtro anaerobio, el reactor de lecho de lodos de flujo ascendente (UASB, por sus siglas en inglés, *up-flow anaerobic sludge blanket*), los reactores híbridos y los de lechos fluidificados, en donde muchos de los parámetros de diseño, tales como la velocidad de fluidificación, la composición y el destino de los precipitados metálicos, la producción y disposición de biomasa y las fallas del proceso causadas por una sobrecarga, así como la recuperación del proceso, aún siguen siendo estudiados (Kaksonen et al., 2003 ;Selvaraj et al., 1997).

Kaksonen et al. (2003) concluyeron que una alta recirculación en los reactores fluidificados permite el tratamiento de aguas residuales con altas concentraciones de zinc (230 mg L^{-1}) y pH de 2.5 sin efectos inhibitorios, debido al proceso de disolución, mientras que una fluidificación baja (10%) permite la formación de la biopelícula. Una fluidificación mayor presenta ventajas al poder aumentar la velocidad de carga. La producción de biomasa es de 3.9-5.4% (g/g lactato oxidado) o 3.5-7.4% (g/g de sulfato reducido).

Por otro lado, la empresa BioteQ Environmental Technologies Inc. (BioteQ, 1999) propone el siguiente proceso (Figura 4.5) para la reducción de sulfatos y la precipitación de los sulfuros metálicos.

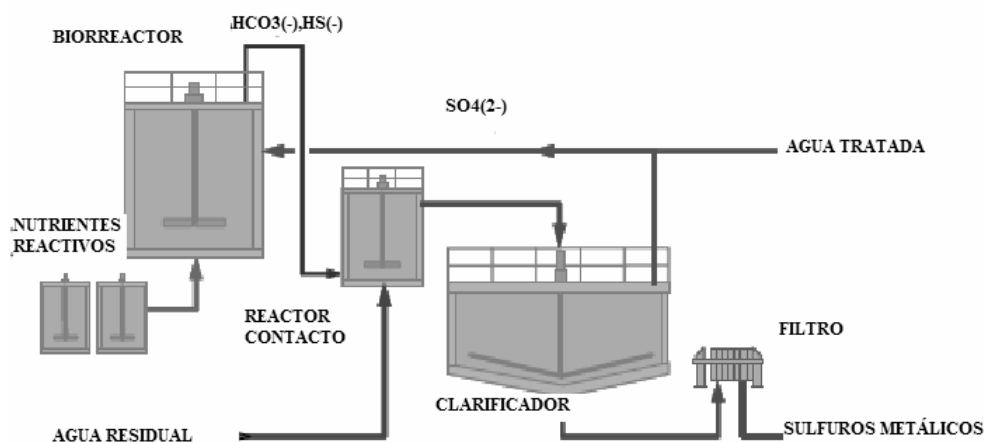


Figura 4.5. Proceso "Biosulfuro" (BioteQ, 1999)

Este proceso consta de dos etapas: la química y la biológica. Los metales son removidos del agua residual en la etapa química por medio de la precipitación en forma de sulfuros metálicos por la formación de H_2S en la etapa biológica por las bacterias sulfato-reductoras. Parte de los sulfatos residuales son alimentados al reactor biológico con el fin de llevar a cabo su reducción.

Otro proceso alternativo es utilizando la tecnología THIOPAQ (Weijma et al., 2001). Este proceso consta de cuatro etapas: dos reactores biológicos y dos operaciones de separación (Figura 4.6). En el primer reactor se lleva a cabo la reducción de sulfatos a sulfuros (reactor anaerobio). El H_2S producido biológicamente es utilizado para la precipitación química de los metales disueltos ya sea dentro del reactor o en un tanque externo. El exceso de H_2S se oxida a azufre elemental en el segundo bio-reactor (reactor aerobio) y es separado por precipitación.

En el reactor anaerobio (R_1) el sulfato es reducido a ácido sulfhídrico por medio de bacterias sulfato-reductoras. La biomasa y los precipitados se aglomeran en forma de flóculos (con tamaño de partícula de 1-2mm) con una buena velocidad de sedimentación ($1-10 \text{ m h}^{-1}$). Debido al crecimiento microbiano y a la producción de precipitados, es necesario remover periódicamente el lodo dentro del reactor. La generación de biomasa es aproximadamente de 15 kg (base seca) por tonelada de sulfato convertido (Weijma et al., 2001)

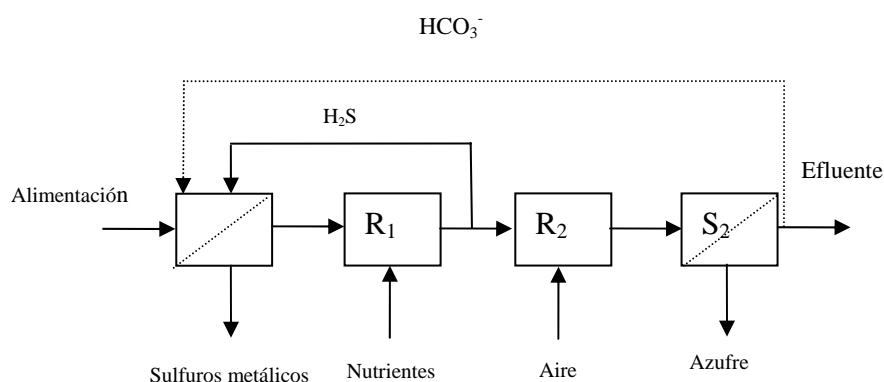


Figura 4.6. Diagrama esquemático del proceso THIOPAQ (Weijma et al., 2001)

Si tan sólo una parte el H_2S producido se utiliza para la precipitación metálica, el exceso puede ser convertido a azufre elemental en el reactor biológico aerobio (R_2) que es removido mediante un separador de platos.

En la unidad S_1 la alimentación se mezcla con dos corrientes de recirculación. La primera proviene del reactor anaerobio con H_2S para llevar a cabo la precipitación de metales. La segunda proviene del efluente del separador S_2 , esta corriente sólo es necesaria cuando el agua residual se encuentra muy concentrada ($>10,000 \text{ mg sulfatos L}^{-1}$) o si es necesario incrementar el pH.

Como se puede observar a simple vista, el proceso THIOPAQ, difiere del proceso “Biosulfuro” en que utiliza dos tipos diferentes de poblaciones microbianas: las bacterias sulfato-reductoras que transforman los sulfatos a ácido sulfhídrico y precipitación de los sulfuros metálicos y las bacterias que oxidan al exceso de ácido sulfhídrico para producir azufre elemental (SOB, por sus siglas en inglés *sulfide oxidizing bacteria*) (Johnson, 2003).

4.5 Propuestas aplicables directamente al proceso

El tipo de molienda utilizado actualmente en la mina en estudio consume cantidades considerables de energía, la cual es sumamente costosa en México y, normalmente, sólo el 1% de la energía utilizada produce una reducción de tamaño, por lo cual puede considerarse como

un proceso ineficiente (Anónimo, 2003). En la actualidad, se estudian formas de debilitar al mineral antes de ser sometido a una etapa de molienda, como la aplicación de microondas (Kingman et al., 2000; Kingman y Rowson, 1998). Esta tecnología se basa en el principio de que los materiales al ser calentados por una energía electromagnética, como algunos de ellos se expanden más rápido que otros, causan fricción dentro de la red cristalina y debilitan al material, permitiendo su molienda más efectivamente.

Pearse (2005) menciona que el problema generado por el uso de cal, carbonato de calcio o calcita, taponamientos, puede prevenirse mediante el uso de algunos anti-incrustantes, que están basados en poli acrilato de sodio de bajo peso molecular ($<10,000\text{Da}$) y algunos cuentan con algún grupo fosfato adicional. Estos reactivos funcionan con dosis sub-estequiométricas manteniendo en solución los posibles elementos incrustantes.

Shen et al. (1998) observaron que una vez activada la esfalerita con iones de cobre II, se puede obtener una mejor selectividad con respecto a la pirita si se realiza un cambio de colector. Los reactivos propuestos son los colectores tionocarbamatos (el etoxicarbonil-tionocarbamato, ECTC o la tiourea, ECTU), en lugar del xantato y las pruebas se realizaron a valores de pH neutros y básicos. Estos resultados concuerdan con Boulton et al., (2001) que, al utilizar colectores de tionocarbamatos, IBECTC y depresores poliméricos, PAM, mejoran la separación de la esfalerita-pirita. Además de aumentar la selectividad, estas sustancias disminuyen el consumo de reactivos (colector y cal para acondicionar la pulpa), disminuyendo los costos de operación así como la formación y precipitación de yeso.

Actualmente, el uso del agua en los procesos de separación-concentración de minerales utiliza entre 0.4 y $1.0 \text{ m}^3 \text{ ton}^{-1}$ siendo las operaciones de molienda, flotación y concentración gravimétrica, las de mayor consumo (Brown, 2003). Los procesos de separación en seco tienen ventajas obvias con respecto a la disminución del consumo de agua de proceso; sin embargo, su problema más serio es la generación de polvo y las tecnologías actuales no son capaces de ser económicamente viables para la mayoría de los procesos (Napier-Mun y Morrison, 2002). Éstos han sido aplicados para varias industrias mineras incluyendo yeso, sal, fosfatos, talco, magnesita, diamantes, oro, carbón, uranio y minas de cobre-plomo-zinc (Brown, 2003).

Estos cambios son una innovación tecnológica completa que requiere de un estudio integral que cae fuera del alcance de esta investigación pero que puede resultar interesante para los propietarios de la empresa minera en estudio para iniciar un nuevo proyecto en esta dirección, en forma paralela, a la decisión actual de la directiva de la empresa del planteamiento de la creación de una nueva presa de jales ahora que la actual está a punto de saturarse.

Desde el punto de vista de disposición, resulta inaceptable económica y ambientalmente, la transportación de los residuos en bajas concentraciones a una presa de jales (Pullum et al., 2005). Actualmente, se está desarrollando la tecnología de “pastas”, la cual produce concentraciones de sólidos con un intervalo del 60 al 75% que, al ser mezcladas con pequeñas cantidades de cemento (del 3-5% en peso), le da las propiedades reológicas y de dureza deseadas (Kesimal et al., 2004). Esto se hace con el fin de maximizar la recuperación del agua en el proceso, minimizar la contaminación ambiental debida a la formación de drenajes ácidos, minimizar las pérdidas por evaporación que, según los expertos, puede llegar a ser de hasta un 53% del agua alimentada a la presa (Mwale et al, 2005), disminuir el costo de disposición y reducir la movilidad de los contaminantes (Newman, 2003). Archibald (2005) muestra los

beneficios ambientales y económicos al implementar un sistema de “pastas”. Sus resultados se resumen en la Tabla 4.7.

Para la implementación y optimización del método de disposición en seco, es necesario realizar los siguientes estudios reológicos (Sofrá y Boger 2002): Las condiciones óptimas para su transporte y las características necesarias en la presa de jales teniendo en cuenta la capacidad de deshidratar la pulpa a las condiciones requeridas, así como la concentración requerida para obtener las mejores características de secado y de dispersión de los jales una vez depositados, así como de la posible disolución de los metales indeseables.

Tabla 4.7. Costos de capital, de operación y de mantenimiento de las presas de jales con tecnología actual y tecnología de procesamiento de “pastas” (Archibald, 2005)

Costos	Tecnología actual	Tecnología de pasta
Costo de capital, millones de dólares	1.12	1.53
Costo de operación, millones de dólares (dólares ton ⁻¹)	33.94 (11.11)	25 (6.57)
Costo mantenimiento a 50 años, millones de dólares	47.88	35.71
Costo total, millones de dólares	82.94	62.24

4.6 Discusión final

La selección del tratamiento empleando bacterias sulfato-reductoras concuerda con la metodología propuesta por de Younger et al. (2002) (Figura 4.7).

Comparando los procesos propuestos (Tabla 4.8) de adición de CaO-CaCO₃ y SAVMIN parecieran, a simple vista, ser los más indicados para el tratamiento de los efluentes de la industria minera. Sin embargo, el primero sólo puede reducir las concentraciones de sulfatos hasta 1,200 mg L⁻¹ y al ser barato se puede utilizar como un pretratamiento para otro proceso, como el de los reactores biológicos.

El proceso SAVMIN puede reducir las concentraciones de sulfatos a niveles muy bajos pero es necesario contar con todo un tren complejo de tratamiento, con la adición de reactivos adicionales y, además, tener una cantidad de sulfatos en la corriente de alimentación definida. Ambos procesos pueden remover parte de los metales presentes. Los procesos BaS y CESR son los procesos más caros. El primero necesita un tratamiento posterior para la recuperación de las sales de bario mediante una reducción térmica y el segundo produce gran cantidad de lodos.

Este tipo de tecnologías de tratamiento químico (CaO-CaCO₃, SAVMIN, BaS y CESR) producen una gran cantidad de lodos y el desarrollo de nuevas tecnologías para reducir o reutilizar dichos lodos haría que estos tipos de tratamiento fueran más atractivos.

Aunque las tecnologías de co-precipitación de calcio-aluminio son capaces de reducir las concentraciones de sulfatos a 500 mg L⁻¹, producen mucho más cantidad de lodo que la precipitación por hidróxidos. Implementar uno de estos sistemas requiere reducir la solubilidad del sulfato de calcio de 1,200 a 1,500 mg L⁻¹. Es necesario contar con un tratamiento terciario que involucraría tanques de mezclado, reactivos químicos, sedimentadores y manejo de sólidos.

La cantidad de lodo formado en este tratamiento es el doble o triple comparado con el uso de la precipitación por sulfato de calcio y, por lo tanto, no es una tecnología atractiva para flujos de agua residual elevados.

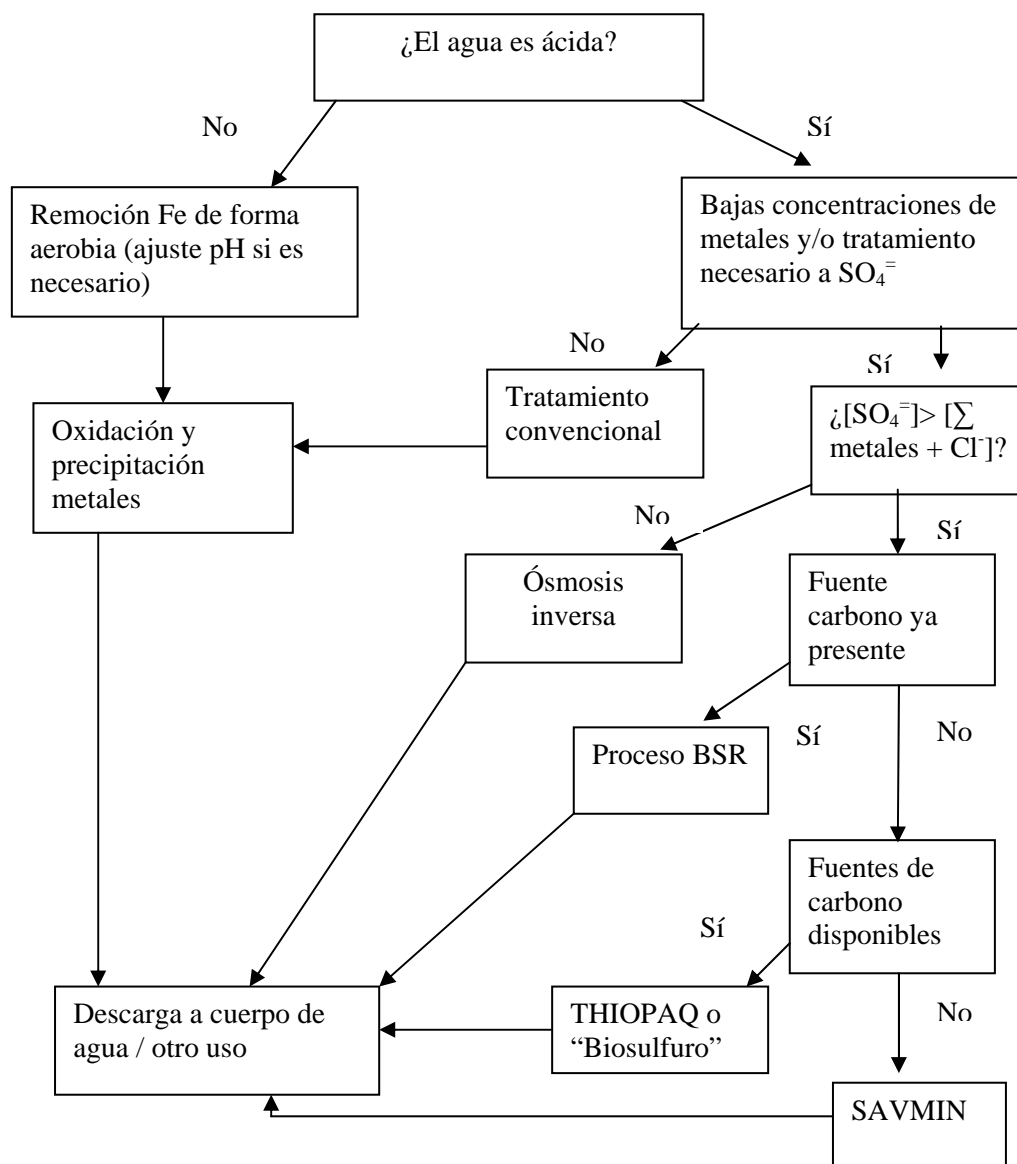


Figura 4.7. Metodología de selección para el tratamiento de efluentes mineros (modificado de Younger et al., 2002)

De los tratamientos por membranas o intercambio iónico, los procesos GYP-CIX y SPARRO son los más indicados para el tratamiento de aguas residuales de mina. Sus ventajas son que producen agua de alta calidad que puede ser reutilizada en el proceso o darles otra aplicación. Sus desventajas es la producción de salmuera que requiere un costo de disposición adicional. Los costos de operación de estos procesos pueden reducirse si se utiliza un pretatamiento tal como el de precipitación química.

El tratamiento mediante bio-reactores es la mejor manera de remover sulfatos por métodos biológicos. Los costos de operación del bio-reactor se pueden reducir si desarrolla una fuente de energía y de carbono alternativa. El tratamiento mediante procesos biológicos tiene el beneficio adicional de poder recuperar los metales vía precipitación de sulfuros y la cantidad de residuos producidos es mínima.

Este proceso tiene también la ventaja de que al disminuir la concentración de sulfatos en el agua (disminuyendo las condiciones ácidas en el sistema), se reduce la cantidad de cal adicionada para llevar a cabo la flotación en condiciones básicas disminuyendo así la cantidad de reactivos y de sólidos generados. La presencia de iones de calcio disminuye la rapidez de la activación de la esfalerita mediante CuSO_4 y activa la ganga sulfurosa, causando la precipitación de sulfato de calcio en las tuberías y ocasionando taponamientos.

Los costos, tanto de capital como de operación de los diferentes tratamientos, son sólo estimaciones pues dependen del diseño específico según la cantidad y calidad de agua a tratar (concentración de metales y sulfatos en solución), modo de operación del equipo, necesidad de tratamientos adicionales (como la regeneración de resinas, sales de bario, etc.), los precios del mercado, costo de disposición de residuos y los costos de la mano de obra (Tabla 4.8).

Tabla 4.8. Comparación de los tratamientos propuestos

	CaO-CaCO ₃	BaS	SAVMIN	CESR	Bio-reactor
Pretratamiento	No	No	No	No	Sí
Agua alimentación (SO ₄ mg L ⁻¹)	3,000	27,500	646	29,100	8,342
Efluente (SO ₄ mg L ⁻¹)	1,219	190	69	190	198
Producción lodo	Elevado	Moderado	Moderado-elevado	Elevado	Baja-moderado
Seguimiento	Moderado-elevado	Elevado	Elevado	Elevado	Moderado-elevado
Mantenimiento	Bajo	Bajo	Bajo	Bajo	Moderado
Costo de capital (millones de dólares)	Desconocido (bajo)	0.48 (10 ³ m ³ d ⁻¹)	0.31 (10 ³ m ³ d ⁻¹)	Desconocido	0.24 (10 ³ m ³ d ⁻¹)
Costo de operación (dólares)	0.1 m ⁻³	0.26 m ⁻³	0.17 m ⁻³	0.79 m ⁻³	0.27 m ⁻³
Ventajas	Remoción de metales (barato)	Bajas concentraciones de sulfatos en efluente Recirculación BaS	Bajas concentraciones de sulfatos en efluente Recirculación ettringita Remoción de metales	Bajas concentraciones de sulfatos en efluente Remoción de metales	Remoción de metales y recirculación de H ₂ S y CO ₂
Desventajas	Baja remoción de sulfatos Producción de lodos	Baja remoción de metales Producción de lodos	Producción de lodos	Producción de lodos	Costo de fuente de carbón Producción lodos

Tabla 4.8. Comparación de los tratamientos propuestos (continuación)

	Ósmosis inversa	SPARRO	Electrodiálisis	Intercambio iónico
Pretratamiento	Sí	Sí	Sí	No
Agua alimentación (SO ₄ mg L ⁻¹)	4,920	6,639	4,178	4,472
Efluente (SO ₄ ⁼ mg L ⁻¹)	113	152	246	<240
Producción lodo	Bajo	Bajo	Bajo	Moderado
Seguimiento	Moderado	Moderado	Moderado	Moderado
Mantenimiento	Elevado	Elevado	Elevado	Moderado
Costo capital (millones de dólares)	0.44-.053	0.52	0.56-0.67	0.33-0.37
Costo de operación (dólares)	0.88	0.22	0.48	0.6
Ventajas	Gran calidad de agua	Gran calidad de agua Mejora la vida de la membrana	Gran calidad de agua	Gran calidad de agua
Desventajas	Problemas de escalamiento Baja vida de la membrana	Baja vida de la membrana	Problemas de escalamiento Baja vida de la membrana	Producción de lodo

CAPÍTULO 5

Conclusiones y recomendaciones

5.1 Conclusiones

Considerando el objetivo de esta investigación, que era el de realizar una propuesta de reaprovechamiento integral del agua de proceso de una empresa minera empleando un tren de tratamiento, se puede concluir que:

Existen factores ambientales y económicos que fomentan la recirculación del agua para el proceso de flotación. Aunque la conservación de los cuerpos de agua es necesaria, el agua recirculada actualmente en la empresa en estudio produce efectos negativos en el proceso de reutilización, disminuyendo la recuperación y el grado del concentrado. Es importante controlar las propiedades físicas y químicas del jal acuoso, como son el tamaño de partícula, el grado de oxidación de las superficies de las partículas, pH, conductividad, concentración de oxígeno disuelto, temperatura de la pulpa, interacciones galvánicas y la activación por iones disueltos, para optimizar el proceso de separación y concentración y disminuir su impacto ambiental.

Al realizar una revisión bibliográfica del proceso de beneficio, así como de los trenes de tratamiento de agua, considerando medios impresos y electrónicos se observa lo siguiente:

- ✓ Los iones metálicos tales como Cu^{2+} , Pb^{2+} y Fe^{2+} producen una activación no deseable mientras que los iones alcalinos pueden activar la ganga no sulfurosa y la presencia de colectores en el agua recirculada, tales como los xantatos y sus productos de oxidación, provocan una disminución en la selectividad normal del proceso ya que se adsorben en la mayoría de las superficies de los minerales sulfurosos. La eliminación de estos iones mediante el tratamiento propuesto disminuyen estos efectos
- ✓ La presencia de otro tipo de colectores tales como: el etoxicarbonil-tionocarbamato (ECTC) o la tiourea (ECTU), en lugar de los xantatos (Shen et al., 1998), para llevar a cabo la flotación de la esfalerita una vez activada con iones de cobre(II), puede aumentar la selectividad con respecto a la pirita. Estas sustancias disminuyen a su vez el consumo de reactivos (colector y cal para acondicionar la pulpa), disminuyendo los costos de operación así como la formación y precipitación de yeso
- ✓ Existen varias tecnologías para el tratamiento de las aguas residuales y, de ellas, el tratamiento mediante bacterias sulfato-reductoras promete ser el más eficiente debido a sus bajos costos de operación y de mantenimiento y a su alta remoción de metales pesados en forma de sulfuros, obteniendo un agua con concentraciones de sulfatos menores a 250 mg L^{-1} y de metales del orden de ppb en vez de ppm. Debe considerarse que dicha tecnología opera de manera óptima en intervalos de pH neutro.

Al estudiar el proceso de beneficio empleado en una empresa minera localizada en el Estado de México realizando visitas periódicas, fue posible conocer sus instalaciones, los reactivos utilizados así como sus cantidades, el medio molturante utilizado, puntos de mejora, así como el muestreo de agua en diferentes puntos. Esto permitió investigar las concentraciones de los metales y de los sulfatos presentes en las diferentes corrientes del proceso tomando muestras de

agua en puntos seleccionados de la mina. Esta información analítica real permitió corroborar lo mencionado en el punto anterior y puede decirse que

- ✓ Es necesario dar un tratamiento al agua de recirculación para reducir las concentraciones de las especies inorgánicas mencionadas, para el mejoramiento del proceso de flotación y la disminución del posible impacto ambiental a los cuerpos de agua de los alrededores

Al llevar a cabo un balance de agua en la empresa minera, comparándolo con otras minas reportadas en la bibliografía, se corroboró que

- ✓ Con los datos proporcionados por el personal de la empresa en estudio no fue posible cerrar el balance de agua, por lo que fue necesario calcularlo con base en las consideraciones realizadas por otras minas cuando no cuentan con un equipo desaguador para la corriente de “colas”. En la mayoría de las minas reportadas en la bibliografía internacional se cuenta con estos equipos para reducir el consumo de agua de reposición

Al hacer una propuesta de reaprovechamiento del agua considerando la implementación de un equipo adicional y de un tratamiento útil para la remoción de contaminantes, se encontró que

- ✓ Existen varios equipos para eliminar agua de la pulpa. Entre ellos se encuentran los espesadores, los clarificadores, los hidrociclones y las centrífugas. En la mayoría de las industrias se prefiere la utilización de espesadores por su bajo costo y su fácil operación
- ✓ Al disminuir la cantidad de agua enviada a la presa de jales mediante el uso de un espesador, que disminuye el contenido de humedad en la descarga de un 80 a un 35%, se reduce la pérdida de agua por evaporación así como el consumo de agua fresca para su reposición
- ✓ La cantidad de compuestos orgánicos utilizados como sustratos en el tratamiento biológico propuesto debe ser balanceada con la concentración del metal y su acidez para asegurar la eliminación de los metales y no aumentar la carga de materia orgánica total en el efluente debido a que podría ocasionar efectos adversos en el proceso de flotación
- ✓ Las bacterias sulfato-reductoras son capaces de disminuir los sulfatos y producir “alcalinidad” a valores de pH hasta de 3.25 después de recibir un periodo de aclimatación, aunque es recomendable que el pH de la alimentación esté en condiciones neutrales para fomentar la actividad microbiana de dichas bacterias reduciendo los tiempos de proceso. Por ello, se considera recomendable tener un acondicionamiento previo
- ✓ Es posible recuperar sulfuros de cobre y zinc bajo diferentes condiciones de pH (2.8 y 3.5 respectivamente), mientras que es posible precipitar el níquel y el ión ferroso a un valor de pH de 6. Es importante hacer mención que la precipitación metálica mediante la generación de H₂S biogénico depende, no sólo del pH sino también de la eficiencia del reactor anaerobio empleado (lecho de lodos, empacado, fluidificado, etc.)

5.2 Recomendaciones

Dentro de las recomendaciones que se harían al personal técnico de la empresa en estudio están las siguientes:

- ✓ Realizar pruebas cambiando el medio molturante de acero al carbón empleado actualmente por acero de alto cromo debido a que aumenta la eficiencia de flotación (se desgasta menos y libera menos iones de hierro)
- ✓ Colocar flujómetros en el agua de manantial, agua de reproceso y agua de mina con el fin de conocer exactamente la cantidad de agua utilizada en el proceso ya que es un insumo muy importante y, lo más importante, mantenerlos en operación óptima
- ✓ Reducir la cantidad de agua enviada a la presa de jales. En la actualidad es posible reducir esa cantidad de agua mediante la instalación de espesadores hasta lograr una concentración de sólidos del 65%, reduciendo así el costo de disposición y generando un sistema ambientalmente más aceptable
- ✓ Dar un tratamiento biológico al agua de recirculación realizando pruebas de flotación con agua recuperada y agua fresca por separado para cuantificar el efecto adverso provocado por el agua recirculada para justificar la inversión de un sistema de tratamiento del agua como el propuesto
- ✓ Realizar pruebas con diferentes sustratos carbonosos disponibles en el área con el fin de conocer la cantidad de carga orgánica necesaria para llevar a cabo la precipitación de metales mediante los reactores biológicos.

Apéndices

Apéndice 1

Acervo fotográfico

Fotografías de proceso

Trituración primaria y secundaria (instalaciones y cribado trituración secundaria)



Foto 1: Trituración primaria



Foto 2: Cribado trituración secundaria



Foto 3: Trituración secundaria y terciaria

Almacén gránulos finos



Foto 4: Silos de almacenamiento gránulos finos



Foto 5: Silos de almacenamiento gránulos finos

Circuito de molienda (molinos e hidrociclón)



Foto 6: Molino de bolas



Foto 7: Molino de bolas



Foto 8: Hidrociclón



Foto 9: Hidrociclón

Acondicionamiento de reactivos



Foto 10: Área de acondicionamiento



Foto 11: Acondicionamiento reactivo



Foto 12: Tanques de acondicionamiento dextrina y xantato

Circuito de flotación Plomo-Cobre



Foto 13: Celda de flotación



Foto 14: Circuito de flotación plomo-cobre



Foto 15: Circuito de flotación plomo-cobre



Foto 16: Circuito de flotación plomo cobre

Separación Plomo Cobre



Foto 17: Celdas de flotación cobre



Foto 18: Celdas de flotación cobre



Foto 19: Circuito de flotación cobre



Foto 20: Acondicionamiento con SO_2

Circuito flotación zinc



Foto 21: Circuito flotación zinc



Foto 22: Circuito flotación zinc

Espesadores plomo, zinc y cobre



Foto 23: Espesadores de plomo y zinc



Foto 24: Espesador de cobre (fuera de servicio)



Foto 25: Espesador de cobre (temporal)

Filtros prensa



Foto 26: Filtro prensa plomo



Foto 27: Filtro prensa zinc

Producto terminado (cobre y zinc)



Foto 28: Patio de almacenamiento de producto terminado



Foto 29: Patio de almacenamiento de producto terminado

Fotografías de punto de muestreo de agua

Agua de presa de jales (puntos muestreo)



Foto 30: Punto de muestreo PJJ01 agua en presa de jales



Foto 31: Punto muestreo PJJ01 agua de presa jales



Foto 32: Punto de muestreo PJJ02 agua en presa de jales

Tanques de agua de reproceso



Foto 33: Tanque de agua de reproceso (PJMA5)



Foto 34: Tanque de agua de reproceso (PJMA5)



Foto 35: Agua de reproceso (PJMA5)



Foto 36: Agua de reproceso (PJMA5)

Agua de mina (punto de muestreo)



Foto 37: Agua de mina (PJMA8)



Foto 38: Agua de la mina (PJMA8)

Agua manantial (punto de muestreo)



Foto 39: Agua de manantial (PJMA7)



Foto 40: Agua de manantial (PJMA7)

Agua desviada de galería



Foto 41: Agua de galería (PJMA6)



Foto 42: Agua de galería (PJMA6)

Cauce río (aguas arriba y aguas abajo)



Foto 43: Cauce de río aguas arriba (PJMA 10)



Foto 44: Cauce de río (PJMA9)

Apéndice 2

Análisis químicos

A.2.1. Datos de análisis químicos de muestras de agua (Durán-de-Bazúa et al., 2006)

Tabla A.2. Datos experimentales obtenidos de las muestras de agua y aguas residuales recolectadas en la mina en estudio.

muestra		concentración (mg/L)																	
		Ag	As	B	Ba	Be	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mg	Mn	Mo	Ni	Pb		
PJA01-0405	presa jales	D1		0.06				NC		0.04	NC	0.06	NC	5.33	151.89	1.77	<LD	0.04	2.04
		D		NC				NC		0.09	NC	0.01	<LD	2.34	179.36	4.22	<LD	0.07	2.07
PJA01-0805	presa jales		<0.05	<0.1	0.8	<0.05	<0.05	726.0	0.11	<0.05	<0.05	<0.01	2.60	292.4	6.16	<0.01	<0.05	2.69	
PJA02-0805	presa jales		<0.05	<0.1	1.1	<0.05	<0.05	544.6	0.11	<0.05	<0.05	<0.01	2.39	293.0	6.20	<0.01	<0.05	2.45	
PJA03-0805	presa jales		<0.05	<0.1	1.7	<0.05	<0.05	528.0	0.11	<0.05	<0.05	0.02	1.59	282.4	6.03	<0.01	<0.05	2.80	
PJA04-0805	presa jales		<0.05	<0.1	1.9	<0.05	<0.05	546.6	0.11	<0.05	<0.05	<0.01	2.64	297.0	6.37	<0.01	<0.05	2.86	
		D		NC				NC		0.07	<LD	0.02	<LD	5.43	157.69	3.67	<LD	0.05	3.89
		2D		NC				NC		0.06	NC	0.01	<LD	5.95	137.51	3.31	<LD	0.04	3.33
PJA07-0805	presa jales		<0.05	<0.1	1.5	<0.05	<0.05	591.2	0.08	<0.05	<0.05	0.03	5.34	224.0	5.00	<0.01	<0.05	4.11	
		D		0.08				NC		0.05	<LD	0.01	<LD	41.14	173.01	2.22	<LD	0.04	2.56
		2D		0.07				NC		0.04	<LD	0.01	<LD	37.79	159.54	2.09	<LD	NC	2.17
PJMA5-0405	agua reproceso		<0.05	<0.1	2.0	<0.05	<0.05	560.0	0.06	<0.05	<0.05	0.05	48.84	251.0	2.93	<0.01	<0.05	2.98	
		D		NC				NC		0.08	NC	0.01	<LD	4.87	167.85	4.12	<LD	0.05	3.52
		2D		NC				NC		0.07	NC	0.02	<LD	6.66	163.08	4.01	<LD	0.05	3.18
PJMA5-0905	agua reproceso		<0.05	<0.1	1.8	<0.05	<0.05	722.4	0.08	<0.05	<0.05	0.02	5.90	274.8	5.96	<0.01	<0.05	3.29	
		D		0.06				NC		0.05	0.01	0.02	<LD	6.91	159.34	2.39	<LD	0.03	2.69
		2D		0.07				NC		0.04	NC	0.01	<LD	6.62	150.96	2.07	<LD	0.11	2.15
PJMA6-0405	agua desviada galería		<0.05	<0.1	1.9	<0.05	<0.05	576.4	<0.05	<0.05	<0.05	<0.01	7.03	252.0	3.18	<0.01	<0.05	3.57	
		D		0.07				NC		0.53	NC	0.02	<LD	5.44	180.91	4.53	<LD	0.06	5.03
		2D		NC				NC		0.07	NC	0.01	<LD	5.47	157.14	3.86	<LD	0.05	2.17
PJMA6-0905	agua desviada galería		<0.05	<0.1	1.8	<0.05	<0.05	709.0	0.11	<0.05	<0.05	0.03	6.00	271.0	6.12	<0.01	<0.05	3.44	
		D		<LD				NC		<LD	<LD	0.02	<LD	0.62	8.02	0.01	<LD	<LD	<LD
		2D		<LD				NC		<LD	<LD	0.01	<LD	0.97	7.44	0.01	<LD	<LD	<LD
PJMA7-0905	agua manantial		<0.05	<0.1	<0.1	<0.05	<0.05	13.8	<0.05	<0.05	<0.05	<0.01	<0.1	10.8	0.03	<0.01	<0.05	<0.1	
		2D		NC				NC		0.58	0.03	0.02	<LD	4.28	265.85	9.82	<LD	0.27	0.08
PJMA8-0405	agua mina		<0.05	<0.1	4.1	<0.05	<0.05	296.0	0.75	<0.05	<0.05	0.14	5.10	570.4	15.23	<0.01	<0.05	<0.1	
		D		NC				NC		0.43	0.03	0.02	<LD	6.51	256.73	7.90	<LD	0.11	0.17
		2D		NC				NC		0.39	0.02	0.01	<LD	6.77	237.61	7.34	<LD	0.09	0.15
PJMA8-0905	agua mina		<0.05	<0.1	3.1	<0.05	<0.05	301.0	0.51	<0.05	<0.05	0.16	7.25	484.6	11.50	<0.01	<0.05	0.13	
		D		<LD				NC		<LD	<LD	0.02	<LD	1.36	2.78	0.04	<LD	<LD	<LD
		2D		<LD				NC		<LD	<LD	0.01	<LD	1.96	2.33	0.03	<LD	NC	<LD
PJMA9-0905	cauce río		<0.05	<0.1	0.1	<0.05	<0.05	9.2	<0.05	<0.05	<0.05	<0.01	0.46	3.2	0.06	<0.01	<0.05	<0.1	
		D		0.13				NC		0.03	0.03	0.02	<LD	64.38	173.55	4.77	<LD	0.06	0.84
		2D		0.12				NC		0.06	0.03	0.02	<LD	64.60	175.76	4.77	<LD	0.11	0.93
PJMA9-0405	cauce río		<0.05	<0.1	3.0	<0.05	<0.05	588.2	<0.05	<0.05	<0.05	<0.01	88.56	303.2	7.35	<0.01	0.07	1.47	

Información procesada en los laboratorios de la UNAM
 Información procesada en laboratorios de investigación de la mina en estudio

<LD menor que el límite de detección
 NC no cuantificable

Tabla A.2. Datos experimentales obtenidos de las muestras de agua y aguas residuales recolectadas en la mina en estudio (continuación)

muestra		concentración (mg/L)							
		Sb	Se	Ti	Tl	V	Zn	SO ₄	
PJA01-0405	presa jales	D1	NC	0.06	NC	NC	<LD	4.75	
		D	<LD	NC	<LD	NC	<LD	12.21	2539
PJA01-0805	presa jales		<0.05	<0.1	<0.1	<0.1	<0.05	16.32	4740
PJA02-0805	presa jales		<0.05	<0.1	<0.1	<0.1	<0.05	15.80	4650
PJA03-0805	presa jales		<0.05	<0.1	<0.1	<0.1	<0.05	15.52	4780
PJA04-0805	presa jales		<0.05	<0.1	<0.1	<0.1	<0.05	16.17	6080
PJA07-0805	presa jales	D	NC	NC	0.07	NC	<LD	15.54	
		D	<LD	NC	0.05	NC	<LD	9.91	2150
			<0.05	<0.1	<0.1	<0.1	<0.05	14.91	2580
PJMA5-0405	agua reproceso	D	NC	NC	<LD	NC	<LD	6.06	
		D	<LD	NC	<LD	NC	<LD	5.33	2806
			<0.05	<0.1	<0.1	<0.1	<0.05	7.42	4190
PJMA5-0905	agua reproceso	D	<LD	NC	<LD	NC	<LD	12.41	
		D	<LD	NC	<LD	NC	<LD	13.45	2594
			<0.05	<0.1	<0.1	<0.1	<0.05	17.92	3130
PJMA6-0405	agua desviada galería	D	<LD	0.06	<LD	NC	<LD	5.51	
		D	<LD	NC	<LD	NC	<LD	4.54	3348
			<0.05	<0.1	<0.1	<0.1	<0.05	7.13	3110
PJMA6-0905	agua desviada galería	D	<LD	NC	0.02	NC	<LD	14.82	
		D	<LD	NC	<LD	NC	<LD	11.06	1505
			<0.05	<0.1	<0.1	<0.1	<0.05	18.21	3170
PJMA7-0905	agua manantial	D	<LD	<LD	0.03	NC	<LD	1.00	
		D	<LD	<LD	0.02	<LD	<LD	1.18	20
			<0.05	<0.1	<0.1	<0.1	<0.05	0.13	<30
PJMA8-0405	agua mina	D	<LD	NC	NC	<LD	<LD	144.16	3691
			<0.05	<0.1	<0.1	<0.1	<0.05	260.00	3800
PJMA8-0905	agua mina	D	<LD	NC	0.02	<LD	<LD	110.79	
		D	<LD	NC	NC	<LD	<LD	96.50	2276
			<0.05	<0.1	<0.1	<0.1	<0.05	175.60	3320
PJMA9-0905	cauce río	D	<LD	<LD	0.06	NC	<LD	0.35	
		D	<LD	<LD	0.06	<LD	<LD	0.80	4.6
			<0.05	<0.1	<0.1	<0.1	<0.05	<0.1	<30
PJMA9-0405	cauce río	D	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	5.27	
		D	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	5.27	3786
			0.05	<0.1	0.10	0.10	0.05	8.15	3800

Información procesada en los laboratorios de la UNAM
 Información procesada en laboratorios de investigación de la mina en estudio

<LD menor que el límite de detección
 NC no cuantificable

A.2.2. Metodologías empleadas en la caracterización analítica de muestras de agua y agua de jales de la empresa en estudio

Cuantificación de sulfatos por turbidimetría (EPA, 1986)

1. Preparación de reactivo acondicionador: En un vaso de precipitados de 600 mL, disolver 75 g de cloruro de sodio en 300 mL de agua desionizada (ASTM tipo II), agregar 100 mL de etanol al 95% o isopropanol y, finalmente, adicionar lentamente 30 mL de ácido clorhídrico concentrado.
2. Curva de calibración:
Disolver 147.9 mg de sulfato de sodio anhidro previamente secado por 2 h a 110°C en un litro de agua.
Con esta solución, preparar por dilución soluciones con concentraciones de 0 a 40 mg/L de sulfato a intervalos de 5 mg/L (por encima de 50 mg/L la exactitud disminuye y la suspensión pierde estabilidad) y proceder conforme al inciso 3 y graficar la curva de calibración
3. Formación y medición de la turbidez de sulfato de bario
Tomar 10 mL de muestra y colocar en un matraz Erlenmeyer de 50 mL
Adicionar 1 mL de solución acondicionadora y mezclar en equipo de agitación
Mientras se agita, agregar 0.50 g de cloruro de bario
Agitar exactamente 1 minuto a velocidad constante
Inmediatamente después de agitar, vaciar la solución en una celda de absorbancia
Medir la turbidez a intervalos de 30 s por 4 minutos
Registrar la lectura máxima obtenida en los 4 minutos e interpolar con la curva de calibración,
Leer blancos cada cambio de muestra y correr una curva de calibración por serie de muestras leídas

Adaptación del método 3005a, digestión ácida de aguas para metales totales recuperables o disueltos para análisis por absorción atómica de flama o espectroscopia ICP (EPA, 1992)

1. Tomar una alícuota de 50 mL (previamente mezclado para homogeneizar) y vaciar en un vaso de precipitados (previamente enjuagado con ácido nítrico 1:1 para evitar contaminación)
2. Adicionar 20 mL de ácido nítrico concentrado y 10 mL de ácido clorhídrico concentrado
3. Cubrir con vidrio de reloj, calentar alrededor de 90°C y dejar concentrar hasta un volumen de 15 a 20 mL
4. Enfriar y aforar la muestra a 50 mL con agua desionizada

REFERENCIAS

Meintjes, A. 2001. Dry tailings disposal-increased production and potential water saving. Comunicación personal.

AECO-AT. 2004. Minería de oro a cielo abierto y sus impactos ambientales. Consulta en las redes internacionales (consultada el 15 enero 2005) http://semueve.netfirms.com/doc_minas/impactos.htm

Allan, R.J. 1995. Impact of mining activities on the terrestrial and aquatic environments. En Salmons, W., Förstner, U., Mader, P.(ed). Heavy metals, problems and solutions. Springer-Verlag, Berlín, RFA. Pp. 120-140.

Anónimo 2001a. Froth flotation. Consulta en las redes internacionales (consultada el 2 de febrero, 2005): http://www.engr.pitt.edu/chemical/undergrad/lab_manuals/flotation.pdf

Anónimo. 2001b. A new process for sulfate removal from industrial waters. Consulta en las redes internacionales (consultada el 3 de noviembre, 2005): <http://www.wateronline.com/Content/news/article.asp?Bucket=Article&DocID=%7BC6903F1F-64DC-11D5-A772-00D0B7694F32%7D>

Anónimo. 2001c. La investigación e innovación tecnológica en la minería del cobre. Comisión Chilena del cobre. Dirección de estudios. Consulta en las redes internacionales (consultada el 14 de julio, 2005): <http://www.minin.cl/esp/Documentos/innovacion%20minera%20en%20el%20cobre.pdf>

Anónimo. 2001d. Sulfide precipitation. Consulta en las redes internacionales (consultada el 2 de noviembre, 2005):<http://www.usace.army.mil/usace-docs/eng-manuals/em1110-14012/chap4.pdf>

Anónimo. 2003. Cutting out the grind. The Geological Society. Consulta en las redes internacionales (consultada el 6 de octubre, 2005): <http://www.geolsoc.org.uk/template.cfm?name=Bumpngrind>

Anónimo. 2005a. Minas. Tierra. Métodos. Extracción. Minerales. Combustibles. Tipos: superficie, cielo abierto, subterránea, dragados, al descubierto y cantera. Consulta a las redes internacionales (consultada el 12 de febrero, 2005): <http://html.rincondelvago.com/mineria.html>

Anónimo. 2005b. Metalurgia. Tecnología de los metales. Extracción de minerales metálicos. Procesos metalúrgicos. Concentración mecánica y electrostática. Flotación. Amalgamación. Información de la página (consultada el 2 de febrero, 2005): http://html.rincondelvago.com/metalurgia_6.html

Anónimo. 2005c. Residuos peligrosos en la industria minera. Consulta a las redes internacionales (consultada el 2 de marzo, 2005): http://www.mejoramambiente.com.mx/contenidos/residuos/residuos_peligro/menu_res1.htm

Anónimo. 2005d. Geología, Producción, Trituración, Minerales, Zinc, Cinc, Embarque, Presa. Explotación Consulta a las redes internacionales (consultada el 14 mayo, 2005): http://www.cce.org.mx/cespedes/publicaciones/revista/revista_5/amaya.htm

Anónimo. 2005e. Transformación del mineral (consultada el 20 mayo, 2005):
<http://ingeodav.fcen.uba.ar/aula-gea/modulo10.html>

Anónimo. 2005f. Flotation. Consulta a las redes internacionales (consultada el 27septiembre, 2005): <http://cannington.bhpbilliton.com/repository/mineralProcessing/Flotation.asp>

Anónimo. 2005g. Overview of mining and mineral processing operations. Consulta a las redes internacionales (consultada el 6 de marzo, 2005): <http://www.ott.wrcc.osmre.gov/library/hbmanual/epa530c/chapter2.pdf>

Anónimo. 2005h. Reverse Osmosis Applications For Metal Finishing Operations. Consulta a las redes internacionales (consultada el 13 de marzo, 2005):
http://www.epa.gov/region09/cross_pr/merit/osmosis.pdf

APSI. 2005. Sulfate removal from mining wastewater using bairum salt. Aqueous Processing Specialists Inc. Consulta a las redes internacionales (consultada el 31 de enero, 2005):
http://www.liquidsolid.com/sulfate_removal_text.html

Archibald, F. 2005. Beneficial impacts of paste tailings on environmental hazard mitigation and engineering performance improvement. Department of Mining Engineering Ontario, Canadá. Consulta a las redes internacionales (consultada el 28 de octubre, 2005):
<http://mine.queensu.ca/people/faculty/Archibald/PeruEnvironment.pdf>

Arroyo-Pedraza, E. J. L. 2001. Enciclopedia de los Municipios de México: Estado de México. Consulta a las redes internacionales (consultada el 15 de enero, 2005): <http://www.e-local.gob.mx/work/templates/enciclo/mexico/opios/15116a.htm>

Bandini, P., Prestidge, C.A., Ralston, J. 2001. Colloidal iron oxide slime coatings and galena particle flotation. Minerals Eng. 14(5):487-497.

Bazin, C., Fortin, C., Hodouin, D., Cayouette, J. 2005 Effect of fineness of grind on semi-batch flotation test results. Minerals Engineering. 18: 367-370

Bernárdez, A. 2005. El agua en cifras. Consulta a las redes internacionales (consultada el 14 de mayo, 2005): http://www.cce.org.mx/cespedes/publicaciones/revista/revista_5/amaya.htm

BIOTEQ, 1999. Bioteq Environmental Technologies Inc. Consulta a las redes internacionales (consultada el 10 de julio 2005): <http://www.bioteq.ca/technology.html>

Bjorn, C., Laake, M., Lien, T. 1996. Treatment of acid mine water by sulfate reducing bacteria; results from a bench scale experiment. Wat. Res. 30(7):1617-1624.

Bravo, S.V.C., Torem, M.L., Monte, M.B.M, Dutra, A.J.B., Tondo, L.A. 2005. The influence of particle size and collector on the flotation of a very low grade auriferous ore. Minerals Engineering. 18:459-461.

Broman, P.G. 1980. Water reuse at sulphide ore concentrates in Sweden: Practice, experience, and current developments. En Rao, S.R. y Finch J.A. 1988. A review of water re-use in flotation. Minerals Engineering. 2(1):65-85.

- Boshoff, G., Duncan, J., Rose, P.D. 2004a. The use of micro-algal biomass as carbon source for biological sulfate reducing systems. *Wat. Res.* 38(11):2659-2666.
- Boshoff, G., Duncan, J., Rose, P.D. 2004b. Tannery effluent as a carbon source for biological sulfate reduction. *Water Res.* 38(11):2651-2658.
- Boulton, A., Fornasiero, D., Ralston, J. 2001. Depression of iron sulphide flotation in zinc roughers. *Minerals Engineering.* 14(9):1067-1079.
- Bowel, R.J. 2000. Sulphate and salt minerals: The problem of treating mine waste. *Mining environmental Management. Consulta a las redes internacionales (consultada el 13 de febrero, 2006):* <http://www.srk.co.uk/pdfs/sulphat1.pdf>
- Brown, E.T. 2003. Water for a sustainable minerals industry - A review. *Water in Mining Conference. Australian Institute of Mining and Metallurgy. Brisbane, QLD. Australia.*
- Buckley, A.N., Woods, R. 1997. Chemisorption – the thermodynamically favoured process in the interaction of thiol collectors with sulfide minerals. *Int. J. Min. Process.* 51(1):15-26.
- Buckley, A.N., Woods, R. 1995. Identifying chemisorption in the interaction of thiol collectors with sulfide minerals by XPS: Adsorption of xanthate on silver and silver sulfide. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects.* 104(2-3):295-305.
- Bulatovic, S., Wysouzil, D.M., Bermejo, F.C. 2001. Development and introduction of a new copper / lead separation method in the Raura plant (Peru). *Minerals Engineering.* 14(11):1483-1491.
- Buros, O.K. 1998. The ABC's of desalting. En: INAP 2003. Treatment of sulphate in mine effluents. International Network for acid prevention. Lorax Environmental. Consulta en las redes internacionales (consultada el 3 de octubre, 2005): http://www.inap.com.au/public_downloads/Research_Projects/Treatment_of_Sulphate_in_Mine_Effluents_-_Lorax_Report.pdf
- Castro-González, A. 2004. Efecto de la temperatura en la actividad metanogénica y sulfatorreductora de consorcios microbianos en condiciones anaerobias. Tesis de Doctorado en Ciencias. Programa de Maestría y Doctorado en Ciencias Químicas (Ingeniería Química). UNAM. México D.F., México.
- Centro Nacional de Desarrollo Municipal. 2001. Gobierno del Estado de México 2001. Enciclopedia de los Municipios de México. ESTADO DE MÉXICO. Enciclopedia en línea. Consulta a las redes internacionales (consultada el 10 de febrero, 2005): <http://www.e-local.gob.mx/work/templates/enciclo/mexico/pres.htm>
- Chang, S., Kyun, P., Shin, K., Hong, B.K. 2000. Biological treatment of acid mine drainage under sulfate reducing conditions with solid waste materials as substrate. *Wat. Res.* 34(4):1269-1279.
- Christensen, B., Laake, M., Lien, T. 1996. Treatment of acid mine water by sulfate reducing bacteria: Results from a bench scale experiment. *Wat. Res.* 30(7):1617-1624.

Chockalingam, E., Subramanian, S. 2005. Studies on removal of metal ions and sulfate reduction using rice husk and *Desulfotomaculum nigrificans* with reference to remediation of acid mine drainage. Chemosphere. En prensa.

Cohen, R. 2005. Use of microbes for cost reduction of metal removal from metals and mining industry wastes streams. Journal of Cleaner Production, en prensa.

Contreras, C., Cárdenas, A. 2003. Design and construction of a laboratory scale electro dialyzer to separate lactic acid. Revista Ciencia e Ingeniería 24(1). Consulta a las redes internacionales (consultada el 13 de febrero de 2006): <http://webdelprofesor.ula.ve/ingenieria/antonioc/4.pdf>

Costello, C. 2003. Acid mine drainage: Innovative treatment technologies. Consulta a las redes internacionales (consultada el 10 de junio, 2005): http://clu-in.org/download/studentpapers/costello_ amd.pdf

Coulton, R., Bullen, C., Dolan, J., Hallet, C., Wright, J., Marsden, C. 2003. Wheal Jane mine water active treatment plant design construction and operation. En Johnson, D. B., Hallberg, K. B. 2005. Acid mine drainage remediation options a review. Science of the Total Environment. 338(1-2):3-14.

Cravotta, C. 2003. Size and performance of anoxic limestone drains to neutralize acidic mine drainage. J. Environ. Qual. 32:1277-1289.

Cullinan, V.J., Grano, S.R., Greet, C.J., Johnson, N.W., Ralston, J. 1999. Investigating fine galena recovery problems in the lead circuit of Mount Isa Mines lead/zinc concentrator. Part 1: Grinding effects. Minerals Engineering. 12(2):147-163.

Deo, N., Natarajan, K.A. 1998. Biological removal of some flotation collector reagents from aqueous solutions and mineral surfaces. Minerals Engineering. 11(8):7171-738.

Dries, J., Smul, A.D., Goethals, L., Grootaerd, H., Verstraete, W. 1998. High rate biological treatment of sulfate-rich wastewater in acetate fed EGSB-reactor. Biodegradation. 9:103-111.

duPreez, L.A., Maree, J.P. 1994. Pilot-scale biological sulfate and nitrate removal utilizing producer gas as energy source. Wat. Sci. Technol. 30(12):275-285.

Durán-de-Bazúa, C. (responsable), Delfín-Alcalá, I. (corresponsable), Cano-Rodríguez, I., Carrillo-Chávez, A., García-Meza, J.V., González-Sandoval, M.R., Lizárraga-Mendiola, L., Pacheco-Gutiérrez, L.A., Panizza-de-León, A., Ramírez-Burgos, L.I., Vaca-Mier, M. 2006. La problemática de los residuos mineros, perspectivas de minimización y estabilización. Presentado en Primer Congreso Nacional de la AMCATH. Marzo 23-25. Guanajuato, Gto. México.

Dvorak, D.H., Hedin, R.S., Edenborn, H.M., McIntire, P.E. 1992. Treatment of metal contaminated water using bacterial sulfate reduction: Results from a pilot scale reactors. En Chang, S., Kyun, P., Shin, K., Hong, B.K. 2000. Biological treatment of acid mine drainage under sulfate reducing conditions with solid waste materials as substrate. Wat. Res. 34(4):1269-1279.

Eccles, H. 1999 Treatment of metal-contaminated wastes: Why select a biological process. *Tibtech*. 17:462-465.

Elliot, P., Ragusa, S., Catchesiede, D. 1998. Growth of sulfate reducing bacteria under acidic conditions in an upflow bioreactor as a treatment system for acid mine drainage. *Wat. Res.* 32(12):3724-3730.

EPA. 1986. Method 9038 Sulfate (Turbidimetric).

EPA. 1992. Method 3005A Acid digestion of waters for total recoverable or dissolved metals for analysis by FLAA or ICP spectroscopy.

Excel Water Technologies Inc. 2002. Iron and manganese removal methods. Consulta a las redes internacionales (consultada el 10 de agosto, 2005): http://excelwater.com/eng/b2c/iron.php?WL_Session=d466ebb073129148466a55493c64a8ce

Feng, D., Aldrich, C. 1999. Effect of particle size on flotation performance of complex sulphide ores. *Minerals Engineering*. 12(7):721-731.

Finkelstein, N.P., Allison, A.S. 1976. The chemistry of activation, deactivation and depression in the flotation of zinc sulphide. En Finkelstein, N.P. 1997. The activation of sulphide minerals for flotation: a review. *Int. J. Miner. Process.* 52(2-3):81-120.

Finkelstein, N.P. 1997. The activation of sulphide minerals for flotation: a review. *Int. J. Miner. Process.* 52(2-3):81-120.

Forsberg, K.S.E., Hallin, M.I. 1989. Process water recirculation in lead zinc plant and other sulphide flotation plants. En: Schumann, R., Levay, G., Dunne, R. 2002. Process water chemistry influences in base metal sulphide flotation. *Water in Mining Conference*. Australian Institute of Mining and Metallurgy. Brisbane, QLD. Australia.

Frank, P. 2000. Bioremediation by sulfate reducing bacteria of acid mine drainage. UC Berkeley Department of Environmental Sciences. Berkeley, California, EEUUA.

Fuerstenau, M.C., Kuhn, M.C., Elgillani, D.A. 1968. The role of dioxanthogen in xanthate flotation of pyrite. En: López, V.A., Celedón, C. T., Song, S., Robledo, C.A., Laskowski, J.S. 2004. Dextrin as a non-toxic depressant for pyrite in flotation with xanthates as collector. *Minerals Engineering*. 17(9-10):1001-1006.

Fuerstenau, D.W. 1982. Activation in the flotation of sulphide minerals. En Finkelstein, N.P. 1997. The activation of sulphide minerals for flotation: A review. *Int. J. Miner. Process.* 52(2-3):81-120.

Fuerstenau, D.W., Metzger, P.H., 1960. Activation of sphalerite with lead ions in the presence of zinc salts. En Finkelstein, N.P. 1997. The activation of sulphide minerals for flotation: A review. *Int. J. Miner. Process.* 52(2-3):81-120.

Fuerstenau, M.C., Miller, J.D., Kuhn, M.C. 1985. Chemistry of flotation. En: López, V. A., Celedón, C. T., Song S., Robledo, C.A., Laskowski, J.S. 2004. Dextrin as a non-toxic depressant for pyrite in flotation with xanthates as collector. *Minerals Engineering*. 17(9-10):1001-1006.

García, B., González, M. 2004. Evaluación de materiales reactivos en la eliminación de sulfatos de aguas ácidas de minas. Aplicación a barreras reactivas permeables. Escuela Técnica Superior de Ingeniería Industrial de Barcelona. Consulta a las redes internacionales (consultada el 3 de noviembre, 2005): <http://bibliotecnica.upc.es/PFC/arxius/migrats/34106-1.pdf>

Gaudin, A.M. 1976. Flotation. Memorial Volume. Society of Mining Engineers. MC Fuerstenau. Nueva York, EEUUA.

Genevieve, B., Yamasaki, H., Gould, D., Bedard, P. 1994. Use of cellulosic substrates for the microbial treatment of acid mine drainage. *J. Environ. Qual.* 23:111-116.

Geldenhuis, A.J., Maree, J.P., de Beer, M., Hlabela, P. 2001. An integrated limestone/lime process for partial sulphate removal. Conference on Environmentally Responsible Mining in South Africa, Sept 2001. CSIR, Pretoria, Sudáfrica.

Gerson, A.R., Lange, A.G., Prince, K.E., Smart R. 1999. The mechanism of copper activation of sphalerite *Applied Surface Science*. 137(1-4):207-223.

Gilbert, O., Pablo, J. Cortina, J. L., Ayora, C. 2004. Chemical characterisation of natural organic substrates for biological mitigation of acid mine drainage. *Wat. Res.* 38:4186-4196.

Girczys, J., Laskowski, J., Lekki, J. 1972. Copper activation studies of sphalerite. En: Laskowski, J.S., Liu, Q., Zhan, Y. 1997. Sphalerite activation: flotation and electrokinetic studies. *Minerals Engineering*. 10(8):787-802.

Gonçalves, K.L.C., Andrade, V.L.L., Peres, A.E.C., 2003. The effect of grinding conditions on the flotation of a sulphide copper ore. *Minerals Engineering*. 16:1213-1216.

González-Sandoval, M.R. 2006. Generación de lixiviados ácidos de jales ricos en pirita. Informe semestral de avance. Programa de Maestría y Doctorado en Ingeniería, UNAM. México D.F. México.

Greene, A.C., Ogg, C.D., Lynch, K.M. Pope, P.B., Patel, B.K.C. 2004. Iron reducing bacteria-ecology, significance and potential uses. Conference proceedings. Bac-Min Conference. Australian Institute of Mining and Metallurgy. Brisbane, QLD. Australia.

Greet, C.J. 2005. The influence of pyrite on galena oxidation and subsequent flotation. Conference proceedings. Centenary of Flotation Symposium, Brisbane, QLD, Australia.

Greet, C.J. Kinal, J., Steinier, P. 2005. Grinding media - its effect on pulp chemistry and flotation behavior - fact or fiction. Conference Proceedings. Centenary of Flotation Symposium, Brisbane, QLD, Australia.

Greet, C.J., Small, G.L., Steiner, P., Grano, S.R. 2004. The Magotteaux Mill ®: Investigating the effect of grinding media on pulp chemistry and flotation performance. *Minerals Engineering*. 17:891-896.

Greet, C.J., Steiner, P. 2004. Grinding-the primary conditioner. Conference Proceedings. Metallurgical plant design and operating strategies. Australian Institute of Mining and Metallurgy. Brisbane, QLD. Australia.

Guy, P.J., Trahar, W.J. 1985. The effects of oxidation and mineral interaction on sulphide flotation. En: Morey, M.S., Grano, S.R., Ralston, J., Prestidge, C.A., Verity, B. 2001. The electrochemistry of Pb^{II} activated sphalerite in relation to flotation. *Minerals Engineering*. 14(9):1009-1017.

Hammack, R.W., Edenborn, H.M., Dvorak, D.H. 1994. Treatment of water from an open pit copper mine using biogenic sulfide and limestone: A feasibility study. *Wat. Res.* 28(11):2321-2329.

Harada, H., Uemura, S., Momonoi, K. 1994. Interaction between sulfate-reducing bacteria and methane-producing bacteria in UASB reactors fed with low strength wastes containing different levels of sulfate. *Wat. Res.* 28(2):355-367.

Higuera, P.H., Oyarzun, R. M. 2005. Yacimientos minerales: Un manual on-line de Recursos Minerales. Consulta a las redes internacionales (consultada el 2 de febrero, 2005): <http://www.uclm.es/users/higuera/yymm/IndiceYM.html>

Hilson, G. 2003. Defining “cleaner production” and “pollution prevention”. *Minerals Engineering*. 16:305-321.

Houot, R., Raveneau, P. 1992. Activation of sphalerite flotation in the presence of lead ions. *Int. J. Miner. Process.* 35(3-4) 253-271.

Huang, H.H. 2003 Stabcal software: Stability calculation for aqueous Systems. En Makunga D.S. (2005). Optimization of the selective flotation of galena and sphalerite at Rosh Pinah mine. University of Pretoria, M. Pretoria, Sudáfrica.

Hulshoff Pol, L.W., Lens, P.N.L., Slams, A.J.M., Lettinga, G. 1990. Anaerobic treatment of sulphate-rich waste waters. *Biodegradation*. 9:213-224

IGECM. 2000. Instituto de Información e Investigación Geográfica, Estadística y Catastral del Gobierno del Estado de México. En: Zacazonapan, en el río del zacate cabezón. Consulta en las redes internacionales (consultada el 30 de enero, 2006): http://www.edomexico.gob.mx/newweb/Gobierno%20en%20internet/PAGMUN/Mun_Zacazonapan.asp

IFOMEGEM. 2002. Instituto de Fomento Minero y Estudios Geológicos del Estado de México. Disco compacto. Editado por el Gobierno del Estado de México. Toluca, Méx. México.

INAP. 2003. Treatment of sulphate in mine effluents. International Network for acid prevention. Lorax Environmental. Consulta en las redes internacionales (consultada el 3 de octubre, 2005):

[http://www.inap.com.au/public_downloads/Research_Projects/Treatment of Sulphate in Mine Effluents - Lorax Report.pdf](http://www.inap.com.au/public_downloads/Research_Projects/Treatment_of_Sulphate_in_Mine_Effluents_-_Lorax_Report.pdf)

INE. 1994. Información proporcionada por la Secretaría de Energía, Minas e Industria Paraestatal. Dirección General de Minas, Subsecretaría de Minas. Poder Ejecutivo Federal. México D.F. México. Consulta a las redes internacionales (consultada el 15 de febrero, 2005): http://www.ine.gob.mx/ueajei/publicaciones/libros/372/fuentes.html?id_pub=372

INE. 2005 Instituto Nacional de Ecología. Capítulo 2. Consulta a las redes internacionales (consultada el 15 de marzo, 2005): <http://www.ine.gob.mx/ueajei/publicaciones/libros/459/cap2.html>

INEGI. 1997. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. México D.F: México. Consulta a las redes internacionales (consultada el 30 de enero, 2006): <http://mapserver.inegi.gob.mx/geografia/espanol/estados/edomex/precipit.cfm>

INEGI. 2004. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. México D.F: México. Consulta a las redes internacionales (consultada el 4 de abril, 2004): www.inegi.gob.mx

Jain, S., Fuestenau, D.W. 1985. Activation in the flotation of sphalerite En: Laskowski, J.S., Liu, Q., Zhan, Y. (1997). Sphalerite activation: flotation and electrokinetic studies. Minerals Engineering. 10(8):787-802.

Jameson, G.J. 2005. Flotation of coarse and ultrafine particles. Conference Proceedings. Centenary of Flotation Symposium, Brisbane, QLD, Australia.

Jenke, D.R., Diebold. F.E. 1984. Electroprecipitation treatment of acid mine wastewaters. Wat. Res. 18(7):855-859.

Johnson, B. 2003. Importance of microbiology in the development of sustainable technologies for mineral processing and wastewater treatment. Consulta a las redes internacionales (consultada el 17 de enero, 2006): <http://biology.bangor.ac.uk/~bsr003/documents/NESMI%2003.pdf>

Johnson, N.W. 2002. Practical aspects of the effect of electrochemical conditions in grinding mills on the flotation process. En: Peng, Y., Grano, S., Ralston, J., Fornasiero, D. 2002. Towards prediction of oxidation during grinding. I. Galena flotation. Minerals Engineering. 15(7):493-498.

Johnson, N.W. 2003. Issues in maximisation of recycling of water in a mineral processing plant. Water in Mining Conference. Australian Institute of Mining and Metallurgy. Brisbane, QLD, Australia.

Johnson, N.W. 2006. Comunicación personal.

Johnson, B., Hallberg, K. 2005. Acid mine drainage remediation options a review. Science of the Total Environment. 338(1-2):3-14.

Juby, G.J.G., Schutte, C.F., van Leeuwen, J.W. 1996. Desalination of calcium sulphate scaling mine water: Design and operation of the Sparro process. En : Juby, G.J.G., Schutte,C.F. 1999 Membrane life in a seeded- slurry reverse osmosis system. Consulta a las redes internacionales (consultada el 17 de enero, 2006): <http://www.wrc.org.za/archives/watersa%20archive/2000/April/1171.pdf>

Juby, G.J.G., Schutte,C.F. 1999 Membrane life in a seeded- slurry reverse osmosis system. Consulta a las redes internacionales (consultada el 17 de enero, 2006): <http://www.wrc.org.za/archives/watersa%20archive/2000/April/1171.pdf>

Kaksonen, A.H., Riekkola,L., Vanhanen, M.L, Puhakka, J.A. 2003. Optimization of metal sulphide precipitation in fluidized bed treatment of acidic wastewater. *Wat. Res.* 37(2):255-266.

Kakovskii, I.A. 1957. Physicochemical properties of some flotation reagents and their salts with ions of heavy non ferrous metals. En: Makunga D.S. 2005. Optimization of the selective flotation of galena and sphalerite at Rosh Pinah mine. University of Pretoria, M. Pretoria, Sudáfrica.

Kalyuzhnyi, S.V., Leon-Fragoso, C.D., Rodriguez-Martinez, J. 1997 Biological sulfate reduction in an UASB reactor fed with ethanol as electron donor. *Mikrobiologiya.* 66:674-680.

Kartio, I., Laajalehto, K., Suoninen, E. 1999. Characterization of the ethyl xanthate adsorption layer on galena (PbS) by synchrotron radiation excited photoelectron spectroscopy. *Colloids and Surfaces A. Physicochemical and Engineering Aspects.* 154(1-2):97-101.

Kesimal, A., Yilmaz, E., Ercikdi, B. 2004. Evaluation of paste backfill mixtures consisting of sulphide rich mill tailing and varying cement contents. *Cement and Concrete Research.* 34:1817-1822.

Kingman, S.W., Rowson, N.A. 1998. Microwave treatment of minerals- a review. *Minerals Engineering.* 11(11):1081-1087.

Kingman, S.W., Vorster, W., Rowson, N.A. 2000. The influence of mineralogy on microwave assisted grinding. *Minerals Engineering.* 13(3):313-327.

Kirjavainen, V. 2005. Fundamental concepts in Flotation. Helsinki University of Technology Mechanical Process Technology and Recycling. Consulta a las redes internacionales (consultada el 15 de febrero, 2005): http://www.tkk.fi/Yksikot/Mekpros/Publication/Vesa/Flotation_EMEC.pdf

Klimpel, R.R. 1996. The effect of water chemistry, reagent type, and other environmental factors on the performance of industrial grinding and flotation processes involving sulfide minerals. En: Schumann, R., Levay,G., Dunne, R. 2002. Process water chemistry influences in base metal sulphide flotation. Water in Mining Conference. Australian Institute of Mining and Metallurgy. Brisbane,QLD. Australia.

Klusman, R. W., Machermer, S. D. 1991. Natural processes of acidity reduction and metal removal from acid mine drainage. En Cohen, R. 2005. Use of microbes for cost reduction of metal removal from metals and mining industry wastes streams. *Journal of Cleaner Production*, en prensa.

Laskowski, J.S., Liu Q., Zhan, Y. 1997. Sphalerite activation: flotation and electrokinetic studies. *Minerals Engineering*. 10(8):787-802.

Lauder, D.W. 1994. An appreciation of Hilton concentrator metallurgy (1990-92). En: Johnson, N.W. 2003. Issues in maximisation of recycling of water in a mineral processing plant. *Water in Mining Conference*. Australian Institute of Mining and Metallurgy. Brisbane, QLD. Australia.

Lemke, P. 1989. Analysis and optimization of physical and hydraulic properties of constructed wetlands substrates for passive treatment of acid mine drainage. En: Cohen, R. (2005). Use of microbes for cost reduction of metal removal from metals and mining industry wastes streams. *Journal of Cleaner Production*, en prensa.

Lens, P., Hulshoff, P. L. 2002. *Environmental Technologies to treat sulfur pollution - Principles and engineering*. Edición IWA, Londres, Inglaterra.

LENNTECH. 2005. Iron removal by physical-chemical ways. Consulta a las redes internacionales (consultada el 20 de agosto, 2005): <http://www.lenntech.com/iron-removal-physical-chemical-way.htm>

Levay, G., Smart, R.St.C., Skinner, W.M. 2001. The impact of water quality on flotation performance. En: Norgate, T.E., Lovel, R.R. 2004. *Water use in metal production: A life cycle perspective*. CSIRO Minerals. Consulta a las redes internacionales (consultada el 12 de octubre, 2005): <http://www.minerals.csiro.au/sd/pubs/waterrev1.pdf>

Lizárraga-Mendiola, L. 2005. Hidrogeoquímica de las presas de jales en un yacimiento de sulfuros masivos: Controles en la migración del frente ácido y metales pesados hacia el agua subterránea Informe semestral de avance de tesis doctoral. Programa de Posgrado en Ciencias de la Tierra, UNAM. México D.F. México.

López-Valdivieso, A., Celedón-Cervantes, T., Song, S., Robledo-Cabrera, A., Laskowski, J.S. 2004. Dextrin as a non-toxic depressant for pyrite in flotation with xanthates as collector. *Minerals Engineering*. 17(9-10):1001-1006.

Luptakova, A., Kusnierova, M. 2005 Bioremediation of acid mine drainage contaminated by SBR. *Hidrometallurgy*. 77(1-2):97-102.

Lutgrade-Raskin, Bruce-Rittman, E., Stahl, A. 1996. Competition and coexistence of sulfate-reducing and methanogenic populations in anaerobic biofilms. *Appl. Environm. Microbiol.*, 62:3847-3857.

Makunga D.S. 2005. Optimization of the selective flotation of galena and sphalerite at Rosh Pinah mine. University of Pretoria, M. Pretoria, Sudáfrica.

Manahan, S.E. 2000. *Environmental chemistry*. 7a ed. Lewis Publishers. Nueva York,EEUUA.

Maree,J.P., Greben, H.A., de Beer, M. 2004. Treatment of acid and sulphate-rich effluents in an integrated biological/chemical process. Consulta a las redes internacionales (consultada el 7 de diciembre, 2005): <http://www.wrc.org.za/downloads/watersa/2004/Apr-04/5.pdf>

Maree, J.P., Strydom, W. 1987. Biological sulphate removal from industrial effluent in an upflow packed bed reactor. *Water Res.* 21(1):141-146.

Maximov, I.I., Otrozdionnova, L.A. Koltunova, T.Y., Kuchayev, V.A. 2005. New non-cyanide technology for processing massive copper zinc ores. Conference proceedings. Centenary of Flotation Symposium, Brisbane, QLD, Australia.

Mead, J., Olthaf, M. 2005. Determination of economic impact of changing water quality standards for sulfate on coal mines. Consulta a las redes internacionales (consultada el 1 de noviembre, 2005): <http://www.icci.org/04final/03-1mead.pdf>

Metcalf y Eddy. 1991. *Wastewater engineering treatment disposal reuse*. 3a. ed. McGraw Hill. Nueva York, EEUUA.

Mielczarski, E., Mielczarski, J.A. 2003. Influence of galvanic effect on adsorption of xanthate on pyrite, galena and chalcopyrite. En: Makunga D.S. 2005. Optimization of the selective flotation of galena and sphalerite at Rosh Pinah mine. University of Pretoria, M. Pretoria, Sudáfrica.

Miller, G.C. 2005. Reduction of sulfate concentrations in neutral mine effluent. Consulta a las redes internacionales (consultada el 7 de diciembre, 2005): http://www.sec.nv.gov/appeal_docs/gbmw_brief_attachment_c_sulfate_report.pdf

Moosa, S., Nemati, M., Harrison, S.T.L. 2002 A kinetic study on anaerobic reduction of sulphate. Part I. Effect of sulphate concentration. *Chemical Engineering Science.* 57(14):2773-2780.

Moosa, S., Nemati, M., Harrison, S.T.L. 2005 A kinetic study on anaerobic reduction of sulphate. Part II. Incorporation of temperature effects in the kinetic model. *Chemical Engineering Science.* 60:3517-3524.

Morey, M.S., Grano, S.R., Ralston, J., Prestidge, C.A., Verity, B. 2001. The electrochemistry of Pb^{II} activated sphalerite in relation to flotation. *Minerals Engineering.* 14(9):1009-1017.

Murayama, T., Konno, Y., Sakata, T., Imaizumi, T. 1987. Application of immobilized *Thiobacillus ferrooxidans* for large scale treatment of acid mine drianage. *Methods in Enzymology.* 136:530-540.

Mwale, A.H., Musonge, P., Fraser, D.M. 2005. The influence of particle size on energy consumption and water recovery in comminution and dewatering systems. *Minerals Engineering.* 18(9):915-926.

Nagaraj, D.R., Ravishankar, S.A. 2005. Flotation reagents - a critical overview from an industry perspective. Conference proceedings. Centenary of Flotation Symposium, Brisbane, QLD, Australia.

Napier-Mun, T. J., Morrison, R.D. 2002. The potential for the dry processing of ores Water in Mining Conference. Australian Institute of Mining and Metallurgy. Brisbane, QLD. Australia.

Natarajan, K.A. 1996. Laboratory studies on ball wear in the grinding of chalcopyrite ore. *Int. J. Miner. Process.* 46(3-4):205-213.

Natarajan, K.A., Iwasaki, I. 1984. Electrochemical aspects of grinding media- mineral interactions in magnetite ore grinding .En: Peng, Y., Grano, S., Ralston, J., Fornasiero, D. 2002. Towards prediction of oxidation during grinding I. Galena flotation. *Minerals Engineering.* 15(7):493-498.

Nesset, J.E., Kim, J. Y., Li, M., Sui, C., Cooper, M., Chryssoulis, S.L. 1998. The effect of soda ash and lime as pH modifiers in sphalerite flotations. En: Schumann, R., Levay, G., Dunne, R. 2002. Process water chemistry influences in base metal sulphide flotation. *Water in Mining Conference.* Australian Institute of Mining and Metallurgy. Brisbane, QLD. Australia.

Newman, P. 2003. Paste answer to dam problems. En: Brown, E.T. 2003. Water for a sustainable minerals industry - A review. *Water in Mining Conference.* Australian Institute of Mining and Metallurgy. Brisbane, QLD. Australia.

NOM-052-ECOL-1993. Norma Oficial Mexicana, que establece las características de los residuos peligrosos, el listado de los mismos y los límites que hacen a un residuo peligroso por su toxicidad al ambiente. Secretaría de Economía. Poder Ejecutivo Federal. México D.F. México.

NOM-141-SEMARNAT-2003. Norma Oficial Mexicana, 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. Secretaría de Economía. Poder Ejecutivo Federal. México D.F. México.

Odom, J.M., Singleton, R. 1993. The sulfate reducing bacteria: contemporary perspectives. En: Luptakova, A., Kusnierova, M. 2005. Bioremediation of acid mine drainage contaminated by SBR. *Hidrometallurgy.* 77(1-2):97-102.

Ochoa, M. 2005. Comunicación personal. Estado de México, México

Olivares, H., Hidalgo, J. 2001. Anuario estadístico de la minería en el Estado de México. Instituto de Fomento Minero y Estudios Geológicos del Estado de México. Toluca, México, México.

Oude-Elferink, S.J.W.H., Visser, A., Hulshoff Pol, L.W. Salms, A.J.M. 1994. Sulfate reduction in methanogenic bioreactors En: INAP 2003. Treatment of sulphate in mine effluents. International Network for Acid Prevention. Lorax Environmental. Consulta en las redes internacionales (consultada el 3 de octubre, 2005):

http://www.inap.com.au/public_downloads/Research_Projects/Treatment_of_Sulphate_in_Mine_Effluents_-_Lorax_Report.pdf

Pájaro-Lugo, Peña-Ponce. 2005. Comunicación personal. Estado de México, México.

Patrick. R.A.D, England, K.E.R., Charnock, J. M., Mosselmans, J.F.W. 1999 Copper activation of sphalerite in relation to flotation: An X-ray absorption spectroscopy (reflection extended X-ray absorption fine structure) investigation. *Int. J. Min. Process.* 55(4):247-265.

- Patrick, R.A.D., Charnock, J.M., England, K.E.R., Mosselmans, J.F.W., Wright, K. 1998. Lead sorption on the surface of ZnS with relevance to flotation: a fluorescence REFLEXAFS study. *Minerals Engineering*. 11(11):1025-1033.
- Pearse, M.J. 2005. An overview of the use of chemical reagents in mineral processing. *Minerals Engineering*. 18(2):139-149.
- Pease, J.D., Curry, D.C., Young, M.F. 2005. Designing flotation circuits for high fines recovery. *Minerals Engineering*. En prensa.
- Peng, Y., Grano, S., Ralston, J., Fornasiero, D. 2003a. Control of grinding conditions in the flotation of galena and its separation from pyrite. *Int. J. Miner. Process.* 70(1-4):67-82.
- Peng, Y., Grano S., Fornasiero, D., Ralston, J. 2003b. Control of grinding conditions in the flotation of chalcopyrite and its separation from pyrite. *Int. J. Miner. Process.* 69(1-4):87-100.
- Peng, Y., Grano, S., Ralston, J., Fornasiero, D. 2002. Towards prediction of oxidation during grinding I. Galena flotation. *Minerals Engineering*. 15(7):493-498.
- Peng, Y., Cotnoir, D., Ourriban, M., Richard, D., Liu, Q. 2005. Some solutions to the problems in fine particle flotation. *Conference Proceedings. Centenary of Flotation Symposium, Brisbane, QLD, Australia.*
- Persson, I., Persson, P., Valli, M., Fozo, S., Malmensten, B. 1991. Reactions on sulphide mineral surfaces in connection with xanthate flotation studies by diffuse reflectance FTIR spectroscopy, atomic absorption spectroscopy, and calorimetry. *Int. J. Miner. Process.* 33(1-4):67-81.
- Peters, R.W., Ku, Y. 1985. Batch precipitation studies for heavy metal removal by sulphide precipitation. En: Lens, P., Hulshoff, P. L. 2002. *Environmental Technologies to treat sulfur pollution - Principles and engineering.* Edición IWA, Londres, Inglaterra.
- Popov, S.R., Vucinic, D.R., Strojek, J.W., Denca, A. 1989a. Effect of dissolved lead ions on the ethyl xanthate adsorption on sphalerite in weakly acidic media. En: Finkelstein, N.P. 1997. *The activation of sulphide minerals for flotation: A review.* *Int. J. Miner. Process.* 52(2-3):81-120.
- Popov, S.R., Vucinic, D.R., Kacanik, J.V. 1989b. Flotability and adsorption of ethyl xanthate on sphalerite in alkaline medium in the presence of dissolved lead ions. En: Laskowski, J.S., Liu, Q., Zhan, Y. 1997. *Sphalerite activation: Flotation and electrokinetic studies.* *Minerals Engineering*. 10(8):787-802.
- Popov, S.R., Vucinic, D.R. 1990. Flotability and adsorption of ethyl xanthate on copper – activated sphalerite in weakly acidic medium. *Colloids and Surfaces*. 47:81-94.
- Prestidge, C.A., Skinner, W.M., Ralston, J., Smart, R.C. 1997. Copper (II) activation and cyanide deactivation of zinc sulphide under mildly alkaline conditions. *App. Surf. Sci.* 108:333-344.

Pugh, R.J., Tjus, K. 1987. Electrokinetics studies on Cu(II) coated zinc sulphide particles. En: Laskowski, J.S., Liu, Q., Zhan, Y. 1997. Sphalerite activation: Flotation and electrokinetic studies. Minerals Engineering. 10(8):787-802.

Pulles, W., Juby, G.J.B., Busby, R.W. 1992. Development of a slurry precipitation and recycle reverse osmosis (SPARRO) technology for desalinating scaling mine waters. Wat. Sci. Tech. 25(10):177-193.

Pullum, L., Graham, L., Rudman, M., Hamilton, R. 2005. High concentration suspension pumping. Minerals Engineering. En prensa.

Ralston, J. 1991. E_h and its consequences in sulphide mineral flotation. Minerals Engineering. 4(7-11):859-878.

Ralston, J., Healy, T.W. 1980a. Activation of zinc sulphide with Cu^{II} , Cd^{II} , and Pb^{II} : Part I En: Laskowski, J.S., Liu, Q., Zhan, Y. 1997. Sphalerite activation: Flotation and electrokinetic studies. Minerals Engineering. 10(8):787-802.

Ralston, J., Healy T.W. 1980b. Activation of zinc sulphide with Cu^{II} , Cd^{II} , and Pb^{II} : Part II. En: Laskowski, J.S., Liu, Q., Zhan, Y. 1997. Sphalerite activation: Flotation and electrokinetic studies. Minerals Engineering. 10(8):787-802.

Rand, D.A.J., Woods, R. 1984. E_h measurements in sulphide minerals slurries Int. J. Miner. Process. 13(1):29-42.

Rao, S.R., Finch, J.A. 1988. A review of water re-use in flotation. Minerals Engineering. 2(1):65-85.

Rao, S.R., Moon, K.S., Leja, J., 1976. Effect of grinding media on the surface reactions and flotation of heavy metal sulphides. En: Gonçalves, K.L.C., Andrade, V.L.L., Peres, A.E.C., 2003. The effect of grinding conditions on the flotation of a sulphide copper ore. Minerals Engineering. 16(11):1213-1216.

Reddy, G.S., Reddy, K. 1988. The chemistry of activation of sphalerite. A review. Mineral Processing and Extractive Metallurgy Review. 4:1-37.

REMCO ENGINEERING. 2005. Wastewater treatment hydroxide and sulfide precipitation. Consulta en las redes internacionales (consultada el 20 de diciembre, 2005): <http://www.remco.com/wasteh2o.htm>

Ridge, T., Seif, J.M. 2005. The science of acid mine drainage and passive treatment. Pennsylvania, EEUU. Consulta a las redes internacionales (consultada el 15 de febrero, 2005): http://www.dep.state.pa.us/dep/deputate/minres/bamr/amd/science_of_amd.htm y http://www.dep.state.pa.us/dep/deputate/enved/go_with_inspector/coalmine/What_is_Acid_Mine_Drainage.htm

Robinson, R.E. 2003. The Amanzi concept for acid mine drainage. Consulta a las redes internacionales (consultada el 13 de febrero, 2006): <http://www.sciencein africa.co.za/2003/may/amd.htm>

Schumann, R., Levay, G., Dunne, R. 2002. Process water chemistry influences in base metal sulphide flotation. Water in Mining Conference. Australian Institute of Mining and Metallurgy. Brisbane, QLD. Australia.

SE. 2005. Consulta a las redes internacionales (consultada el 1 de abril, 2005): <http://www.economia.gob.mx/> USGS, 2004, Mineral Commodity Summaries, abril, para México: Dirección General de Minas, junio 2004, Secretaría de Economía, Poder Ejecutivo Federal. México D.F. México.

SECOFI. 1995. Consulta a las redes internacionales (consultada el 2 de febrero, 2005): <http://www.secofi.gob.mx> Secretaría de Comercio y Fomento Industrial, Poder Ejecutivo Federal. México D.F. México

SEDECO. 2004. Consulta a las redes internacionales (consultada el 1 de abril, 2005): <http://www.edomexico.gob.mx/sedeco/htm/indica.htm>, Secretaría de Desarrollo Económico. Toluca, Estado de México, México.

Seke, M.D., Pistorius, P.C. 2005. Effect of cuprous cyanide, dry and wet milling on the selective flotation of galena and sphalerite. Minerals Engineering. En prensa.

Selvaraj, P.T., Little, M.H., Kaufmann, E.N. 1997. Analysis of immobilized cell bioreactors for desulphurization of flue gases and sulfite/sulfate - laden wastewater. Biodegradation. 8:227-236.

Shanon, L.K, Trahar, W.F. 1980. The role of collectors in the flotation of sulphides. En: Schumann, R., Levay,G., Dunne, R. 2002. Process water chemistry influences in base metal sulphide flotation. Water in Mining Conference. Australian Institute of Mining and Metallurgy. Brisbane,QLD. Australia.

Shayegan, J., Ghavipankeh, F.M, Mirjafari, P. 2005 The effect of influent COD and upward flow velocity on the behaviour of sulphate reducing bacteria. Process Biochemistry. 40(7):2305-2310.

Shen, W.Z., Fornasiero, D., Ralston, J. 1998. Effect of collectors, conditioning pH and gases in the separation of sphalerite from pyrite. Minerals Engineering. 11(2):145-158.

Smit, J.P. 1999. The purification of polluted mine water. Proceedings of the International Symposium on Mine, Water & Environment for the 21th Century, Sevilla España.

Smit, J., Sililski, U.E. 2002 Pilot plant study to treat typical gold mine minewater using the Savmin process. Water in Mining Conference. Australian Institute of Mining and Metallurgy. Brisbane, QLD. Australia.

Smith, D.W. 1993. Ecological actions of sulfate-reducing bacteria. En: INAP 2003. Treatment of sulphate in mine effluents. International Network for Acid Prevention. Lorax Environmental. Consulta en las redes internacionales (consultada el 3 de octubre, 2005):

[http://www.inap.com.au/public_downloads/Research_Projects/Treatment of Sulphate in Mine Effluents - Lorax Report.pdf](http://www.inap.com.au/public_downloads/Research_Projects/Treatment_of_Sulphate_in_Mine_Effluents_-_Lorax_Report.pdf)

Smith, R.W., Miettinen, M. 2005. Microorganisms in flotation and flocculation - future technology or laboratory curiosity? Conference Proceedings. Centenary of Flotation Australian Institute of Mining and Metallurgy. Symposium Brisbane, QLD. Australia.

Smul, A., Goethals, L., Verstraete, W. 1999. Effect of COD to sulphate ratio and temperature in expanded-granular-sludge-blanket reactors for sulphate reduction. Proc. Biochem. 34(4):407-416.

Sofrá, F., Boger, D. 2002. Environmental rheology for waste minimisation in the minerals industry. Chemical engineering Journal. 86:319-330.

Song, S., Lopez-Valdivieso, A., Reyes-Bahena, J.L. Lara-Valenzuela, C. 2001. Floc flotation of galena and sphalerite fines. Minerals Engineering. 14(1):87-98.

Somasundaran, P. 2005. Role of water chemistry in flotation. Conference Proceedings. Centenary of Flotation Symposium. Brisbane, QLD, Australia.

Sumi, L. 2002. Los impactos ambientales de la minería: Una guía unitaria. Consulta a las redes internacionales (consultada el 5 de febrero, 2005):
http://andes.miningwatch.org/andes/espanol/guia/capitulo_1.htm

Torres, D. 2005. Comunicación personal. Estado de México, México.

Trahar, W.J., Warren, L.J. 1976. The floatability of very fine particle - a review. En: Cullinan, V.J., Grano, S.R., Greet, C.J., Johnson, N.W., Ralston, J. 1999. Investigating fine galena recovery problems in the lead circuit of Mount Isa Mines lead/zinc concentrator. Part 1: Grinding effects. Minerals Engineering. 12(2):147-163.

Trahar, W.J. 1981. A rational interpretation of the role of particle size in flotation. En: Cullinan, V.J., Grano, S.R., Greet, C.J., Johnson, N.W., Ralston, J. 1999. Investigating fine galena recovery problems in the lead circuit of Mount Isa Mines lead/zinc concentrator. Part 1: Grinding effects. Mineral Engineering. 12(2):147-163.

Trahar, W.J., Señor, G.D., Heyes, G. W., Creed, M.D. 1997. The activation of sphalerite by lead: a flotation perspective. En: Patrick, R.A.D., Charnock, J.M., England, K.E.R., Mosselmans, J.F.W., Wright, K. 1998. Lead sorption on the surface of ZnS with relevance to flotation: a fluorescence REFLEXAFS study. Minerals Engineering. 11(11):1025-1033.

Tsukamoto, T. K., Miller, G.C. 1999. Methanol as a carbon source for microbial treatment of acid mine drainage. Wat. Res. 33(6):1365-1370.

Tsukamoto, T. K., Kiillion, H.A., Miller, G.C. 2004. Column experiments for microbiology treatment of acid mine drainage: low temperature, low pH and matrix investigations. Wat. Res. 38(6):1405-1418.

Utigikar, V.P., Harmon, S.M., Chaundhary, N., Tabak, H.H., Govind, R. Haines, J. 2002. Inhibition of sulphate reducing bacteria by metal sulphide formation in bioremediation of acid mine drainage. *Environ. Toxicol.* 17:40-48.

Van Houten, R.T., Hulshoff Pol, L.W., Lettinga, G. 1994. Biological sulfate reduction using gas-lift reactors fed with hydrogen and carbon dioxide as energy and carbon source. *Biotechnol. Bioeng.* 44:586-594.

Van Houten, R.T., Yun, S.Y., Lettinga, G. 1997. Thermophilic sulfate and sulfite reduction in lab-scale gas-lift reactors using H₂ and CO₂ as energy and carbon source. *Biotechnol. Bioeng.* 50:136-144.

Vega, A. 1999. Minería y medio ambiente. Ministerio de Educación. División de Educación General. Santiago de Chile, Chile. Consulta a las redes internacionales (consultada el 5 de febrero, 2005): <http://www.mineduc.cl/biblio/documento/LibroMineria.pdf>

Vigdergauz, V.E. 2005. Kinetics of bubble-particle interaction, surface hydrophobicity and interfacial phenomena in sulfide mineral flotation. Conference Proceedings. Centenary of Flotation Symposium, Brisbane, QLD, Australia.

Wako, N., Takahashi, T., Sakurai, Y., Shiota, H. 1979 A treatment of acid mine water using sulfate reducing bacteria. En: Tsukamoto, T. K., Miller, G.C. 1999. Methanol as a carbon source for microbial treatment of acid mine drainage. *Wat. Res.* 33(6):1365-1370.

Walker, D.J., Hurl, S. 2001. The reduction of heavy metals in a stormwater wetland. *Ecological Engineering.* 18(4):407-414.

Wang, X., Forssberg, E., Bolin, N.J. 1989a. The aqueous and surface chemistry of activation in the flotation of sulphide minerals, a review. Part I. An electrochemical model. En: Finkelstein, N.P. 1997. The activation of sulphide minerals for flotation: A review. *Int. J. Miner. Process.* 52(2-3):81-120.

Wang, X., Forssberg, E., Bolin, N.J. 1989b. The aqueous and surface chemistry of activation in the flotation of sulphide minerals, a review. Part II. A surface precipitation model. En: Finkelstein, N.P. 1997. The activation of sulphide minerals for flotation: A review. *Int. J. Miner. Process.* 52(2-3):81-120.

Waters, J.C., Santomartino, S., Cramer, M., Murphy, N., Taylor, J.R. 2003. Acid rock drainage treatment technologies - identifying appropriate solutions Conference Proceedings. Sixth International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD). Australian Institute of Mining and Metallurgy. Brisbane, QLD. Australia.

Wei, Y., Sandenbergh, R.F. 2005. Evaluation of absorbents as a means to control the influence of heavy metal ions on the flotation of a complex sulfide ore. Conference Proceedings. Centenary of Flotation Symposium, Brisbane, QLD, Australia.

Weijma, J., Haerrens, J.P., Stams, A., Hulshoff-Pol, L.W., Lettinga, G. 2000. Thermophilic sulfate and sulfite reduction with methanol in high rate anaerobic reactor. *Wat. Sci. Technol.* 42:251-258.

Weijma, J., Copini, C.F.M., Buisman, C.J.N., Schultz, C.E. 2001. Biological recovery of metals, sulfur and water in the mining and metallurgical industry. En: Lens, P., Hulshoff, P. L. 2002. Environmental technologies to treat sulfur pollution - Principles and engineering. Edición IWA, Londres Inglaterra.

Wels, C., Roberston, McG. 2003. Conceptual model for estimating water recovery in tailings impoundments. En: Mwale, A.H., Musonge, P., Fraser, D.M. 2005. The influence of particle size on energy consumption and water recovery in comminution and dewatering systems. Minerals Engineering. 18(9):915-926.

White, D. 1995. The physiology and biochemistry of prokaryotes. En: Tsukamoto, T. K., Kiillion, H.A., Miller, G.C. 2004. Column experiments for microbiology treatment of acid mine drainage: Low temperature, low pH, and matrix investigations. Wat. Res. 38(6):1405-1418.

White, C., Gadd, G.M. 1996. Mixed sulphate reducing bacterial cultures for bioprecipitation of toxic metals: Factorial and response surface analysis of the effects of dilution rates, sulphate an substrate concentration. Microbiology. 142:2197-2205.

Williams, S.R., Phelan, J.M. 1985. Process development at Woodlawn Mines. En: Seke, M.D., Pistorius, P.C. 2005. Effect of cuprous cyanide, dry and wet milling on the selective flotation of galena and sphalerite. Minerals Engineering. En prensa.

Willow, M.A., Cohen, R.H. 2003. pH dissolved oxygen and adsorption effects on metal removal in anaerobic bioreactors. Journal of Environmental Quality. 32:1212-1221.

Wills, B.A. 1994. Tecnología de procesamiento de minerales: Tratamiento de menas y recuperación de minerales. Editorial Limusa. México D.F. México.

Woods, R., Hope, G.A., Brown, G.M. 1998. Spectroelectrochemical investigations of the interaction of ethyl xanthate with copper, silver and gold. II SERS of xanthate adsorbed on silver and copper surfaces. Colloids and surfaces A. Physicochemical and Engineering Aspects. 137(1-3):329-337.

Woods, R., Chen, Z., Yoon, R.H. 1997. Isotherms of the chemisorption of ethyl xanthate on lead. Int. J. Miner. Process. 50(1-2):47-52.

WRM. 2003. World Rainforest Movement Mining. Consulta a las redes internacionales (consultada el 5 de marzo, 2005) <http://www.wrm.org.uy/bulletin/71/viewpoint.html>

Xiang, H.W., Yen, X., 1998. The effect of grinding media and environment on the surface properties and flotation behaviour of sulfide minerals. Int. J. Miner. Process 7, 49-79.

Yamaguchi, T., Yamazaki, S., Uemura, S., Tseng, I., Ohashi, A., Harada, H. 2001. Microbial ecological significance of sulfide precipitation within anaerobic granular sludge revealed by micro electrodes study. Wat. Res. 35(14):3411-2417.

TESIS DE MAESTRÍA
PROPUESTA DE REAPROVECHAMIENTO INTEGRAL DEL
AGUA DE PROCESO DE UNA EMPRESA MINERA
EMPLEANDO SISTEMAS BIOLÓGICOS ANAEROBIOS

Younger, P.L., Banwart, S.A., Hedin, R. 2002. Mine water hydrology, pollution, remediation. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht, Países Bajos (Holanda).