

ANEXO DE MINA M-III
EVALUACIÓN DE IMPACTO EN AGUAS
SUBTERRÁNEAS

INDICE

	PAGINA
III. AGUAS SUBTERRANEAS.....	III-1
III.1 Botaderos de Desmonte.....	III-1
III.2 Tajo Abierto	III-4
III.2.1 Impacto	III-4
III.2.2 Mitigación.....	III-4
III.3 Depósito de Relaves	III-5
III.3.1 Impacto	III-5
III.3.2 Composición del Agua de la Fuente de Abastecimiento de la Mina.....	III-8
III.3.3 Impactos Aguas Abajo.....	III-8

TABLAS

Tabla III-1 Estimados sobre Conductividad Hidráulica de Relaves Bulk de otras Minas.....	III-6
---	-------

FIGURAS

Figura III-1 Flujo de Agua Subterránea Fase Final de Operaciones - Fase Inicial de Cierre Sección A	
Figura III-2 Flujo de Agua Subterránea Fase Final de Operaciones - Fase Inicial de Cierre Sección B	
Figura III-3 Solubilidad del Zinc vs. pH	
Figura III-4 Flujo de Agua Subterránea - Fase Final de Cierre Sección A	
Figura III-5 Flujo de Agua Subterránea - Fase Final de Cierre Sección B	
Figura III-6 Flujo de Agua Subterránea Fase Final de Operaciones - Fase Inicial de Cierre Sección C	
Figura III-7 Relación de Infiltración vs. Nivel de La Poza	
Figura III-8 Resultados de las Pruebas de Permeabilidad Area de Relaves	
Figura III-9 Perfil Hidrogeológico PM1	
Figura III-10 Perfil Hidrogeológico PM3	
Figura III-11 Perfil Hidrogeológico PW2	
Figura III-12 Perfil Hidrogeológico PW4 and 5	

MAPAS

Mapa III-1 Últimas Operaciones Cierre Inicial	
---	--

III. AGUAS SUBTERRANEAS

Las fuentes de impacto al sistema de aguas subterráneas incluyen el depósito de relaves, los botaderos de desmonte y el tajo abierto. En general, durante la fase de operación, el tajo abierto actuará como una zona de descarga de aguas subterráneas y el depósito de relaves actuará como una zona de recarga (Mapa III-1). Después de la etapa de cierre, el tajo abierto se llenará gradualmente con agua y nuevamente se convertirá en una zona de recarga de aguas subterráneas. Cada uno de los componentes de la mina genera un grupo característico de contaminantes que producen cargas para el medio ambiente en diferentes momentos. En las siguientes secciones se analiza la naturaleza de estos impactos.

Las pruebas de permeabilidad tipo “packer” efectuadas en las Formaciones Jumasha y Celendín inferior en el área de relaves arrojaron valores de conductividad hidráulica que oscilaban entre 10^{-6} y 10^{-3} cm/s. Estos resultados se ilustran en la Figura III-8. En las Figuras III-9 a III-12, se ilustran los perfiles hidrogeológicos de los pozos PM1 a PM5.

III.1 Botaderos de Desmonte

Por debajo de los botaderos se pueden originar algunos trayectos de flujo de aguas subterráneas que se desplazan a través de la roca superficial y descargan en zonas bajas adyacentes. Estos trayectos son cortos y se estima que las velocidades son altas. La descarga resultante de estos flujos será similar al agua que emana de la base del botadero.

El agua que recarga el sistema de aguas subterráneas tendrá un mayor tiempo de recorrido hasta los puntos de descarga, lo cual prolongará el impacto en los cursos de agua en comparación con la escorrentía superficial, pero también reducirá la intensidad de dicho impacto mientras se esté produciendo. Si la velocidad del agua subterránea es alta, la descarga de agua subterránea se producirá durante la vida operativa de la mina. Si la velocidad del agua subterránea es lenta, la descarga de agua subterránea se producirá después del cierre de la mina.

Debido a que la mayoría de los trayectos de flujo de agua subterránea se darán a través de piedra caliza, no se espera reacciones de reducción química. Por lo tanto, cualquier NO_3 que recargue el sistema de aguas subterráneas desde los botaderos de roca de desmonte probablemente descargará en los cuerpos receptores de agua.

Se espera que todo el amonio que ingrese al sistema de aguas subterráneas emigre al trayecto de flujo de aguas subterráneas con una mínima alteración geoquímica. Una vez que descargue en un cuerpo de agua superficial, se oxidaría gradualmente a nitrato.

Los posibles impactos producidos por Fe se deben al Fe(II) disuelto que será transportado a través del sistema de aguas subterráneas. La concentración de Fe(II) dentro del sistema de aguas subterráneas, probablemente estará limitado por la solubilidad de la siderita (FeCO_3), pues la mayor parte del trayecto de flujo es a través de piedra caliza. Una vez que el Fe(II) descarga en un medio oxigenado dentro de riachuelos y ríos, se oxidará rápidamente a Fe(III). Esta reacción genera ácido. Debido a la abundante piedra caliza presente en los lechos de los riachuelos, todo este ácido puede ser neutralizado, pero siempre se requiere monitoreo y evaluación durante la operación.

Las predicciones indican que el molibdeno sería móvil dentro del sistema de aguas subterráneas sin ningún control de solubilidad. Una vez descargado, éste puede co-precipitarse o adsorberse sobre cualquier hidróxido férrico que se forme en el cuerpo de agua superficial.

En general, la concentración de zinc en un sistema de aguas subterráneas puede ser controlada mediante adsorción dentro de hidróxidos férricos y/o mediante precipitación de una fase sólida discreta. En el sistema de aguas subterráneas de Antamina, las concentraciones de zinc probablemente no estarán controladas por adsorción en los hidróxidos férricos, ya que es muy probable que no se produzcan en la piedra caliza a lo largo del trayecto de flujo del agua subterránea. De manera alterna, las concentraciones de zinc pueden controlarse mediante fases de carbonato en aquellas zonas en donde el pH está por debajo de 8.0 a 8.5 y mediante fases de hidróxido en aquellas zonas en donde el pH está por encima de 8.0 a 8.5. Estos resultados suponen que el zinc se precipita como $\text{ZnCO}_3 \cdot \text{H}_2\text{O}$ en el caso de pH bajo y como $\text{Zn}(\text{OH})_2$ (a) en el caso de pH alto. El pH medido en las aguas subterráneas de Antamina oscila de 7.6 a 8.3. En este rango de pH, los controles de solubilidad supuestos para el zinc permitirán que las concentraciones de zinc se mantengan en 20 mg/L antes de ser limitadas por la precipitación de una fase sólida (Figura III-3). Además, los cálculos de índices de saturación para muestras de agua subterránea con alto Zn y pH neutro de una mina polimetálica en Canadá sugieren que es posible que no se forme fácilmente la fase de carbonato $\text{ZnCO}_3 \cdot \text{H}_2\text{O}$ en los sistemas de aguas subterráneas. Por ejemplo, una muestra con un pH de 6.7 y saturada con respecto a la calcita y yeso, estaba supersaturada con respecto al $\text{ZnCO}_3 \cdot \text{H}_2\text{O}$ ($\log\text{SI}=0.986$) y tenía una concentración de zinc de 151 mg/L. Otra muestra, con un pH de 6.9 y subsaturada con respecto a la calcita y yeso, también estaba sobresaturada con respecto al $\text{ZnCO}_3 \cdot \text{H}_2\text{O}$ ($\log\text{SI}=0.514$) y tenía una concentración de zinc de 86 mg/L. Estos resultados sugieren que las concentraciones de zinc en el campo pueden ser mayores a las previstas por los cálculos de equilibrio geoquímico. A pesar de que el agua subterránea por debajo de la profundidad de muestreo puede tener un pH mayor debido al consumo de CO_2 en el agua de recarga, es posible que no sea lo suficientemente alto como para provocar la precipitación de una fase de hidróxido de zinc discreta. En resumen, no se espera que los controles geoquímicos limiten de manera significativa la concentración de zinc dentro del sistema de agua subterránea. Una vez que el Zn haya descargado desde el sistema de agua subterránea, gran parte

del mismo puede co-precipitarse o adsorberse en cualquier hidróxido férrico que ocurra o se forme en el cuerpo de agua superficial.

Al igual que con el zinc, la concentración de manganeso en el sistema de agua subterránea puede ser controlada mediante las fases de carbonato en el caso de pH bajo y mediante fases de hidróxido en el caso de pH alto. No obstante, puede que estas fases de carbonato no se formen, como lo sugieren dos muestras de aguas subterráneas de una mina polimetálica que están sobresaturadas con respecto a la rodocrosita ($MnCO_3$). Los otros medios de transporte de manganeso también son análogos a los del zinc. Una vez que descarga desde el sistema de aguas subterráneas, el manganeso probablemente se oxidará gradualmente y formará un óxido de manganeso en el riachuelo o río. Al igual que el hierro, esta reacción produce ácido. Debido a la abundante piedra caliza en los lechos del riachuelo, todo este ácido puede ser neutralizado, pero se requiere monitoreo y evaluación durante la operación.

En el modelo de calidad de agua, el 25% de la precipitación que cayó sobre el Botadero de Desmonte Sur está modelada como precipitación que ingresa al sistema de agua subterránea equivalente a un coeficiente de agua subterránea de $9.6 L/s/km^2$. Esta precipitación recoge cargas de contaminantes desde el Botadero de Desmonte Sur a la misma velocidad de carga que lo hace la escorrentía. El agua subterránea que contiene cargas del Botadero de Desmonte Sur está modelada como agua que fluye hacia la Quebrada Canrash o hacia el tajo abierto, dependiendo de la edad de la mina; al final de la vida de la mina, a medida que ya se haya profundizado el tajo, una mayor proporción de agua proveniente del Botadero de Desmonte Sur fluirá hacia éste. Hasta el Modelo Año 5, no fluirá agua subterránea del Botadero de Desecho Sur hacia el tajo abierto; en el Año 10, fluirá el 33%, y en el Año 22, el 50% del agua subterránea, la cual será llevada al tajo abierto.

III.2 Tajo Abierto

III.2.1 Impacto

A medida que se excave el tajo, las rocas alrededor del perímetro del tajo drenarán, la napa freática bajará y se desarrollará una gradiente de agua subterránea hacia el tajo. En consecuencia, el tajo será una zona de descarga de agua subterránea durante la vida de la mina (Mapa III-1 y Figuras III-1 y III-2).

La oxidación de sulfuros en las paredes del tajo liberarán Cu, Mo, Pb, Bi, Zn, Mn y Fe hacia el agua del tajo. La pólvora para voladuras probablemente liberará NO_3 y NH_3 . El pH de esta agua y por lo tanto las concentraciones de metal dependerán de la efectividad de la piedra caliza dentro del tajo para neutralizar el ácido liberado por las reacciones de la oxidación de sulfuros. Si el pH es casi neutro, una gran parte de los metales pueden ser coprecipitados o adsorbidos en coloides de hidróxido férrico, lo cual reduciría la posibilidad del transporte de agua subterránea. Durante las operaciones, el agua del tajo será recolectada y bombeada hacia la planta concentradora para su tratamiento y descarga en el depósito de relaves.

A medida que el tajo se vaya explotando hasta llegar a su diseño final, las paredes superiores expuestas del tajo estarán compuestas de piedra caliza no reactiva. Se espera que las paredes del tajo que contienen sulfuros (materiales reactivos) estén en la parte inferior del tajo. Después del cierre la mina, el tajo se llenará gradualmente de agua sumergiendo los materiales reactivos, deteniendo de manera efectiva la oxidación y el potencial de lixiviación de los metales. Para minimizar la concentración de metales en el agua del tajo después del cierre, se puede agregar cal para elevar el pH y precipitar metales. Después de que la elevación de agua del tajo aumente por encima de la elevación del depósito de relaves, el tajo abierto probablemente se convertirá en un lago y se estima que pasarán 75 años antes de que se desborde hacia la Quebrada Antamina.

III.2.2 Mitigación

Durante las operaciones, se recolectará mayor información para evaluar las condiciones hidrogeológicas y la geoquímica de las paredes del tajo abierto. Este tipo de información ayudará a refinar las predicciones de calidad de agua para el cierre. Después del cierre, se evaluará nuevamente la posibilidad de atenuación natural y la necesidad de tomar medidas de mitigación para el agua del tajo (como añadir cal).

III.3 Depósito de Relaves

III.3.1 Impacto

Filtraciones

Durante la fase de operación, el depósito de relaves gradualmente se llenará con relaves. Una parte de los relaves cercanos al centro del depósito (Mapa III-1) estarán cubiertos con agua. La combinación de descarga de relaves en las zonas de playa, la laguna en medio del depósito, y la precipitación mantendrá un nivel freático dentro de los relaves. Una parte del agua del depósito de relaves probablemente filtrará hacia abajo, a través de la base del depósito y dentro de las formaciones subyacentes de piedra caliza. Esta filtración probablemente se desplazará hacia abajo hacia condiciones más permeables, lateralmente a través del sistema de flujo y probablemente descargará hacia la Quebrada Ayash. El agua subterránea puede descargar en diversos puntos a lo largo del perfil de la Quebrada Ayash, en donde los diversos sistemas de fracturas y rasgos kársticos harán que el agua fluya hacia el lecho del curso de agua.

El índice de filtración ha sido calculado con un modelo de filtración bidimensional. Este modelo se extiende a lo largo del depósito de relaves por distancias de 4.5 km aguas arriba y aguas abajo de la presa de relaves (Figura III-6). El modelo tiene un espesor vertical promedio de 400 m, el cual incluye los relaves y el cimiento de piedra caliza. La solución bidimensional fue multiplicada por la longitud de la cresta de la presa para tomar en cuenta la filtración tanto a través de los refuerzos como de los cimientos. Se supone que el índice de filtración a través de la presa misma es insignificante. Los parámetros de entrada para el modelo son la conductividad hidráulica y las condiciones de los límites.

Para determinar una conductividad hidráulica razonable para la zona en el modelo que representa los relaves, se revisaron diversas mediciones *in situ* de la conductividad hidráulica de relaves de minas en operación y otras abandonadas. Estas conductividades fueron medidas mediante dos métodos. El primer método consistió en llevar a cabo pruebas de carga ascendente en piezómetros instalados en la zona de los relaves y analizar los datos con el método Hvorslev. Este método da una serie de mediciones de conductividad hidráulica. Debido a los efectos locales alrededor del punto del piezómetro, es probable que cada medición subestime la verdadera conductividad hidráulica en dicho punto. El segundo método consistió en determinar conductividades hidráulicas que darían velocidades de filtración compatibles con el movimiento observado de trazadores. Este método da un estimado de la conductividad hidráulica global, que a menudo está un orden de magnitud más alto que el estimado a partir de una serie de mediciones puntuales. El estimado más alto de conductividad hidráulica global en relaves es compatible con muchas otras comparaciones de mediciones globales y puntuales de conductividad hidráulica en materiales geológicos naturales.

Las mediciones puntuales de conductividad hidráulica en un depósito de relaves puede variar en diferentes órdenes de magnitud, probablemente como resultado de una segregación causada por el proceso de sedimentación. Por ejemplo, las mediciones dentro de los relaves Balmer en la Mina Campbell oscilan entre 8×10^{-6} y 4×10^{-4} cm/s y las mediciones en los relaves Waite Amulet oscilan de 9×10^{-7} a 1×10^{-3} cm/s. Otros depósitos de relaves tienen proporciones similares. Este amplio rango de valores sugiere que los cálculos de conductividad hidráulica global provenientes de un solo punto de medición pueden ser erróneos. Este rango también sugiere que las masas de relaves son heterogéneas y anisotrópicas, lo cual es compatible con las capas observadas en una escala de centímetros en los testigos de los relaves.

Los cálculos de la conductividad hidráulica horizontal global oscila entre 1×10^{-5} y 8×10^{-4} cm/s y los cálculos de conductividad hidráulica vertical global oscila entre 8×10^{-6} y 5×10^{-4} cm/s (Tabla III-1). Estos cálculos pueden ser hasta un orden de magnitud mayores que los determinados mediante los promedios de las mediciones puntuales.

Tabla III-1 Estimados sobre Conductividad Hidráulica de Relaves Bulk de otras Minas

Lugar	Horizontal K (cm/s)	Vertical K (cm/s)	Factor Mayor al Promedio de las Mediciones Puntuales
Mina Balmer	8×10^{-4}	2×10^{-4}	20
Copper Cliff - Area M	3×10^{-3}	3×10^{-4}	10
Mina Nickel Rim	6×10^{-4}	5×10^{-4}	
Copper Cliff - Area P	1×10^{-4}	8×10^{-6}	
Delnite	1×10^{-5}	1×10^{-6}	

Los diversos análisis de tamaño de grano de un depósito adyacente a los relaves Balmer en la misma planta indican que el 97% pasa la malla N° 200. Los relaves de Copper Cliff tienen un D_{50} de 0.01 a 0.06 mm. El tamaño de grano de estos relaves es más fino que el tamaño de grano de los relaves provenientes de la planta piloto de Antamina, de los cuales el 65% pasa la malla 200 y tiene un D_{50} de 0.04 a 0.07 mm. A pesar de que el tamaño de grano y la conductividad hidráulica no están directamente correlacionados, el mayor tamaño de grano de los relaves de Antamina sugiere que su conductividad hidráulica puede ser mayor o similar a la de los relaves de Balmer. Además, se calculó una conductividad hidráulica de 5×10^{-6} cm/s para la muestra de los relaves de la planta piloto, en base a una prueba triaxial de laboratorio. En base a la conductividad hidráulica obtenida de la prueba de laboratorio, la conductividad hidráulica de un orden de magnitud mayor pronosticada en la escala de campo, y la granulometría de los relaves de Antamina, una conductividad hidráulica global de 10^{-4} cm/s parece ser un valor razonable para utilizarse en el análisis de filtración. Los valores reales pueden ser ligeramente menores o mayores. Para determinar la sensibilidad del índice de filtración calculado para la conductividad hidráulica de los relaves, también se utilizó una conductividad de 10^{-5} cm/s en uno de los escenarios.

Se han desarrollado dos modelos conceptuales de los cimientos de la presa de relaves. Un modelo conceptual consiste en una capa superior de alta permeabilidad de 50 m de espesor y una capa inferior más gruesa de menor permeabilidad. Este modelo se desarrolló para probar la efectividad de una pared de cierre perfecta bajo el supuesto que la conductividad hidráulica sea mucho mayor en el basamento cerca de la superficie que en el lecho de roca más profundo. A la capa superior se aplicó una conductividad hidráulica de 10^{-2} cm/s, mientras que a la capa inferior se aplicó una serie de conductividades hidráulicas globales, incluyendo 10^{-3} , 10^{-4} y 10^{-5} cm/s. Una conductividad hidráulica de 10^{-5} cm/s se consideraría probablemente el mejor escenario, lo que daría como resultado un índice de filtración absoluto calculado que aumenta de 6 a 80 L/s a lo largo de la vida de la mina (Figura III-7). El peor escenario es probablemente una conductividad hidráulica de 10^{-3} cm/s, lo que da una tasa de filtración absoluta calculada que aumenta de 140 a 1200 L/s a lo largo de la vida de la mina (Figura III-7). Los resultados de los análisis indican que una pared de cierre reduciría el índice de filtración en aproximadamente 10% si la conductividad hidráulica global de la capa inferior es de 10^{-3} cm/s, reduciría en aproximadamente el 70% si la conductividad hidráulica global de la capa inferior es de 10^{-4} cm/s y en aproximadamente 90% si la conductividad hidráulica global de la capa inferior es de 10^{-5} cm/s. En resumen, estos resultados indican que la efectividad de la pared de cierre depende críticamente de la presencia de un perfil de conductividad hidráulica que disminuya con la profundidad. Un perfil tal no se comprueba con los datos recogidos hasta la fecha pero puede indicarse en futuras investigaciones de campo.

El otro modelo conceptual consiste en una gruesa capa de baja permeabilidad con una conductividad hidráulica global de 10^{-4} cm/s, colocada sobre una capa de alta permeabilidad. Se aplicó una variedad de conductividades hidráulicas globales a la capa inferior, incluyendo 10^{-4} , 10^{-3} , 10^{-2} y 10^{-4} cm/s. Este modelo se desarrolló para estimar la tasa de filtración en el caso que existan fracturas de alta permeabilidad y/o vías preferenciales generadas por la disolución de la roca por debajo de la profundidad de investigación. Para conductividades hidráulicas de 10^{-2} y 10^{-4} cm/s, la tasa calculada de filtración es casi la misma y aumenta de aproximadamente 100 a 2,000 L/s a lo largo de la vida de la mina. Estas tasas de filtración son aproximadamente las mismas, pues las tasas son controladas mediante la conductividad hidráulica de los relaves y la capa superior de los cimientos. El índice de filtración más bajo calculado, para una conductividad hidráulica de 10^{-4} cm/s en la capa inferior, aumenta de aproximadamente 15 a 120 L/s a lo largo de la vida de la mina. En resumen, estos resultados indican que las características de permeabilidad significativamente alta por debajo de la profundidad de investigación pueden tener una fuerte influencia sobre la tasa de filtración.

Considerando que las conductividades hidráulicas calculadas a partir de las pruebas “packer” probablemente subestiman la conductividad hidráulica global de los cimientos en un orden de magnitud, que cinco de los barrenos efectuados tienen conductividades hidráulicas muy altas para el equipo de prueba de medición; que sólo un barreno ha sido probado a una profundidad de más de 100 m; y que no se ha

observado una disminución significativa en la conductividad hidráulica con la profundidad, la conductividad hidráulica global de los cimientos de piedra caliza puede ser tan alta como 10^{-3} cm/s.

Las tasas de filtración asumidos para la elaboración de modelos de la calidad de agua han sido calculados a partir del escenario que tiene una capa superior de alta conductividad (10^{-2} cm/s) y que sirve de base a una capa de menor conductividad en profundidad (10^{-3} cm/s) con una pared de cierre colocada. Los índices de filtración asumidos para los años 5, 10 y 21 son de 300, 600 y 1050 L/s respectivamente.

III.3.2 Composición del Agua de la Fuente de Abastecimiento de la Mina

La composición del agua de infiltración será diferente del agua de la laguna porque la filtración se aísla de los efectos de la atmósfera, no está sujeta a los efectos diluyentes del flujo continuo hacia el depósito y puede ser modificada mediante reacciones geoquímicas dentro de los relaves. El agua del proceso será la primera en desplazarse a través del sistema de aguas subterráneas y la primera en descargar y probablemente se caracterizará por presentar altas concentraciones de Ca, Mg, Na, K, SO_4 y Cl relativas a la Quebrada Ayash. El agua de filtración puede contener concentraciones más altas de CN que el agua de la laguna porque el agua de filtraciones se aísla de los efectos de la degradación de CN dentro del depósito de relaves.

En cualquier área en donde la descarga es discontinuada, el nivel freático bajará ligeramente por debajo de la superficie de relaves, se desarrollará una zona no saturada y los relaves comenzarán a oxidarse. El alcance de la oxidación dependerá del tiempo de exposición de la zona de playa. Los productos y subproductos de oxidación migrarán hacia abajo siguiendo el agua del proceso. Los productos de interés obtenidos a partir de la oxidación serán el ácido y los metales. Es seguro que la piedra caliza en los relaves será efectiva para neutralizar el agua ácida. Indiferentemente del hecho de presentarse o no concentraciones suficientes de piedra caliza en los relaves saturados para neutralizar los ácidos, éstos pueden evaluarse mediante el cálculo de equilibrio global. Si los relaves saturados no contienen piedra caliza en cantidades suficientes, la piedra caliza que se encuentra en la roca no mineralizada ubicada a lo largo del recorrido del flujo del agua subterránea también será efectiva para neutralizar el ácido.

III.3.3 Impactos Aguas Abajo

Es posible que la calidad del agua corriente abajo del depósito de relaves se vea impactada. Estos impactos potenciales son calculados teniendo en cuenta a los usuarios del agua que habitan a lo largo de la Quebrada Ayash.

Antes de descargar en la Quebrada Ayash, a lo largo del recorrido de flujo del agua subterránea y en los puntos de descarga pueden producirse algunos procesos físicos y geoquímicos que posteriormente disminuirán las concentraciones finales en el curso

de agua. El proceso físico primario puede deberse a la presencia de zonas relativamente estancadas a lo largo del recorrido de flujo del agua subterránea que no forman parte de las trayectorias primarias de transporte. A medida que los constituyentes disueltos se transporten a lo largo de las trayectorias primarias, es probable que se dispersen en las zonas de agua estancada debido a la gradiente de concentración que se impone. La velocidad total de transporte de los constituyentes disueltos en el sistema de agua subterránea probablemente disminuirá debido a este proceso. Si la capacidad de asimilación del sistema es grande, este proceso podría generar una disminución total en la concentración máxima que descarga desde el sistema de agua subterránea. Si la capacidad de asimilación es pequeña, provocará un retardo de la descarga de contaminantes.

Los procesos geoquímicos que potencialmente podrían limitar las concentraciones de constituyentes disueltos incluyen reacciones de reducción, adsorción y precipitación. En los siguientes párrafos, se tratará los efectos potenciales de estos procesos en cada parámetro.

Debido a que gran parte del trayecto del agua subterránea será a través de piedra caliza, no se esperan reacciones químicas reductoras. Por lo tanto, cualquier NO_3 que recargue el sistema de aguas subterráneas desde el depósito de relaves será probablemente descargado en los cuerpos receptores de agua.

Debido a que la filtración del depósito de relaves probablemente será anóxica debido a la oxidación del hierro ferroso, es probable que todo el amonio que ingrese al sistema de agua subterránea se desplace a lo largo del trayecto de flujo del agua subterránea sin ninguna alteración geoquímica. Luego de descargar en un cuerpo de agua superficial, éste puede oxidarse gradualmente hasta formar nitrato.

La concentración de Fe(II) dentro del sistema de aguas subterráneas probablemente estará limitado por la solubilidad de la siderita (FeCO_3) debido a que la mayor parte del trayecto de flujo se realiza a través de la piedra caliza. Una vez que descarga en un medio oxigenado como los riachuelos y ríos, el Fe(II) rápidamente se oxidará hasta formar Fe(III) . Esta reacción genera ácido. Debido a la abundancia de piedra caliza en los lechos de los riachuelos, todo este ácido puede neutralizarse, pero se requiere monitoreo y evaluación durante la operación.

Es probable que el molibdeno esté libre dentro del sistema de aguas subterráneas sin controles de solubilidad. Al descargarse, podría co-precipitarse o adsorberse dentro de cualquier hidróxido férrico que se forme en el cuerpo de agua superficial.

En general, la concentración de zinc en un sistema de aguas subterráneas puede ser controlada mediante adsorción dentro de hidróxidos férricos y/o mediante precipitación de una fase sólida discreta. En el sistema de aguas subterráneas de Antamina, las concentraciones de zinc probablemente no estarán controladas por adsorción en los hidróxidos férricos, ya que es muy probable que no se produzcan en

la piedra caliza a lo largo del trayecto de flujo del agua subterránea. De manera alterna, las concentraciones de zinc pueden controlarse mediante fases de carbonato en aquellas zonas en donde el pH está por debajo de 8.0 a 8.5 y mediante fases de hidróxido en aquellas zonas en donde el pH está por encima de 8.0 a 8.5. Estos resultados suponen que el zinc se precipita como $ZnCO_3 \cdot H_2O$ en el caso de pH bajo y como $Zn(OH)_2$ (a) en el caso de pH alto. El pH medido en las aguas subterráneas de Antamina oscila de 7.6 a 8.3. En este rango de pH, los controles de solubilidad supuestos para el zinc permitirán que las concentraciones de zinc se mantengan en 20 mg/L antes de ser limitadas por la precipitación de una fase sólida (Figura III-3). Además, los cálculos de índices de saturación para muestras de agua subterránea con alto Zn y pH neutro de una mina polimetálica en Canadá sugieren que es posible que no se forme fácilmente la fase de carbonato $ZnCO_3 \cdot H_2O$ en los sistemas de aguas subterráneas. Por ejemplo, una muestra con un pH de 6.7 y saturada con respecto a la calcita y yeso, estaba supersaturada con respecto al $ZnCO_3 \cdot H_2O$ ($\log SI=0.986$) y tenía una concentración de zinc de 151 mg/L. Otra muestra, con un pH de 6.9 y subsaturada con respecto a la calcita y yeso, también estaba sobresaturada con respecto al $ZnCO_3 \cdot H_2O$ ($\log SI=0.514$) y tenía una concentración de zinc de 86 mg/L. Estos resultados sugieren que las concentraciones de zinc en el campo pueden ser mayores a las previstas por los cálculos de equilibrio geoquímico. A pesar de que el agua subterránea por debajo de la profundidad de muestreo puede tener un pH mayor debido al consumo de CO_2 en el agua de recarga, es posible que no sea lo suficientemente alto como para provocar la precipitación de una fase de hidróxido de zinc discreta. En resumen, no se espera que los controles geoquímicos limiten de manera significativa la concentración de zinc dentro del sistema de agua subterránea. Una vez que el Zn haya descargado desde el sistema de agua subterránea, gran parte del mismo puede co-precipitarse o adsorberse en cualquier hidróxido férrico que ocurra o se forme en el cuerpo de agua superficial.

Al igual que con el zinc, la concentración de manganeso en el sistema de agua subterránea puede ser controlada mediante las fases de carbonato en el caso de pH bajo y mediante fases de hidróxido en el caso de pH alto. No obstante, puede que estas fases de carbonato no se formen, como lo sugieren dos muestras de aguas subterráneas de una mina polimetálica que están sobresaturadas con respecto a la rodocrosita ($MnCO_3$). Los otros medios de transporte de manganeso también son análogos a los del zinc. Una vez que descarga desde el sistema de aguas subterráneas, el manganeso probablemente se oxidará gradualmente y formará un óxido de manganeso en el riachuelo o río. Al igual que el hierro, esta reacción produce ácido. Debido a la abundante piedra caliza en los lechos del riachuelo, todo este ácido puede ser neutralizado, pero se requiere monitoreo y evaluación durante la operación.

Los impactos del CN pueden mitigarse de manera natural mediante la formación de complejos y la precipitación con Fe(III). Debido a que cualquier Fe(II) disuelto en el agua subterránea se oxidará rápidamente y formará Fe(III) una vez descargado en el curso de agua, los impactos del CN pueden depender en parte de la concentración de

Fe(II) en el agua subterránea. El CN puede eliminarse como un precipitado discreto (Azul de Prusia) o como un co-precipitado con $\text{Fe}(\text{OH})_3$.

Sin perjuicio del método de deposición de relaves durante la operación (en la cancha o sumergido), la cubierta de agua que se coloque al cierre detendrá la oxidación de sulfuro. Los metales que han sido liberados en el agua de la pulpa de relaves durante las operaciones serán gradualmente desplazados a través del sistema de flujo de aguas subterráneas por el agua más limpia que se acumulará en la laguna que se encuentra sobre los relaves. Una alta velocidad de agua subterránea dará como resultado un lavado rápido a través del sistema que tomaría pocos años. Una baja velocidad de agua subterránea dará como resultado un lavado más lento que podría tomar décadas o siglos.

Figura III-1	Groundwater Flow Section A, Late Operation/Early Closure
Figura III-2	Groundwater Flow Section B, Late Operation/Early Closure
Figura III-3	Zinc Solubility versus pH
Figura III-4	Groundwater Flow Section A, Late Closure
Figura III-5	Groundwater Flow Section B, Late Closure
Figura III-6	Groundwater Flow Section C, Late Operation/Early Closure
Figura III-7	Seepage Rate versus Pond Elevation
Figura III-8	Permeability Test Results, Tailing Area
Figura III-9	Hydrogeologic Profile, MW1
Figura III-10	Hydrogeologic Profile, MW3
Figura III-11	Hydrogeologic Profile, MW2
Figura III-12	Hydrogeologic Profile, MW4 and 5
Map III-1	Late Operation/Early Closure