

**ANEXO DE MINA M-II**

**ANÁLISIS DE LOS EFECTOS POTENCIALES DE  
LAS ACTIVIDADES DEL PROYECTO  
ANTAMINA SOBRE LA BIOTA ACUÁTICA**

## INDICE

	<b>Página</b>
II. ANALISIS DE LOS EFECTOS POTENCIALES DE LAS ACTIVIDADES DEL PROYECTO ANTAMINA SOBRE LA BIOTA ACUATICA.....	II-1
II.1 Introducción.....	II-1
II.2 Interacción esperada entre las actividades del proyecto y la biota acuática .....	II-1
II.2.1 Tipos de efecto .....	II-1
II.3 Resultado e interpretación de la prueba de toxicidad .....	II-14
II.3.1 Consideraciones para la interpretación de los datos de toxicidad .....	II-14
II.3.2 Resumen de los resultados de pruebas de toxicidad en lugares específicos.....	II-20
II.4 Límites de Calidad del Agua para el Proyecto Antamina.....	II-24
II.4.1 Guías Peruanas para las Aguas Superficiales.....	II-24
II.4.2 Límites de Calidad del Agua para el Área del Proyecto Antamina .....	II-26
II.4.3 Revisión de los efectos del zinc y cobre en otras minas ....	II-27
REFERENCIAS.....	II-30

## TABLAS

Tabla II-1 Resumen de la interacción entre las actividades de construcción y los Ecosistemas Acuáticos .....	II-2
Tabla II-2 Resumen de la interacción entre las actividades operacionales y la Biota Acuática .....	II-5
Tabla II-3 Resumen de la interacción entre las actividades de cierre y la biota acuática.....	II-8
Tabla II-4 Resumen de las interacciones entre las actividades post-cierre y la biota acuática.....	II-10
Tabla II-5 Problemas agudos y crónicos para la protección de la vida acuática en agua dulce.....	II-15
Tabla II-6 Ejemplos de los puntos finales de toxicidad aguda y crónica para el Cobre .....	II-15
Tabla II-7 Ejemplos de puntos finales de toxicidad aguda y crónica para el zinc ...	II-16
Tabla II-8 Ejemplos de puntos finales de toxicidad aguda y crónica para el Plomo ..	II-17
Tabla II-9 Ejemplos de puntos finales de toxicidad aguda y crónica del cianuro libre.....	II-18
Tabla II-10 Ejemplos de puntos finales de toxicidad aguda y crónica del amoniaco no ionizado.....	II-19
Tabla II-11 Resumen de las concentraciones del amoniaco total a temperaturas y pH específico para la protección de la vida acuática de agua dulce. ....	II-19

**INDICE**  
(continúa)

Tabla II-12	Calidad variable del agua medida en muestras que se usaron para la prueba de toxicidad No. 1 .....	II-21
Tabla II-13	Resultados de la Prueba de Toxicidad No. 1 para la Cuenca de Canrash.....	II-22
Tabla II-14	Concentraciones Calculadas de Cobre y Zinc de los Resultados de la prueba de toxicidad No. 1 , cuenca de Canrash.....	II-23
Tabla II-15	Resultados de la prueba de toxicidad No. 1 para la cuenca de Ayash ..	II-23
Tabla II-16	Concentraciones de Cobre y Zinc Calculados en los Resultados de la Prueba de Toxicidad No. 1, Quebrada de Ayash.....	II-24
Tabla II-17	Datos representativos de toxicidad aguda de zinc y cobre para la trucha arco iris en agua dura.....	II-25
Tabla II-18	Resumen del los Resultados de la Prueba de Toxicidad Crónica Usando Cobre y Zinc Fortalecido con Aguas Superficiales del Área de Antamina.....	II-26
Tabla II-19	Resumen de Efectos Acuáticos en aguas sobre aguas afectadas por cuatro minas de zinc y/o cobre en Canada (de los archivos de Beak International Incorporated ).....	II-28

## **II. ANALISIS DE LOS EFECTOS POTENCIALES DE LAS ACTIVIDADES DEL PROYECTO ANTAMINA SOBRE LA BIOTA ACUATICA**

### **II.1 Introducción**

Este apéndice presenta información sobre la interacción esperada entre las actividades del proyecto y la biota acuática; los resultados de la prueba de toxicidad y los valores de la calidad de agua usados para evaluar la significancia de los efectos del proyecto sobre la biota acuática.

### **II.2 Interacción esperada entre las actividades del proyecto y la biota acuática**

Las actividades del proyecto se llevaran a cabo en dos cuencas principales: la cuenca Canrash y la línea cuenca Ayash. La interacción potencial entre las actividades del proyecto y la biota acuática están resumidos en:

- ☒ Tabla II-1 (Actividades de construcción);
- ☒ Tabla II-2 (Actividades operacionales);
- ☒ Tabla II-3 (Actividades de cierre);
- ☒ Tabla II.4 (Post - cierre).

#### **II.2.1 Tipos de efecto**

##### **Sedimentos suspendidos**

Los sedimentos suspendidos pueden dañar la producción biológica bloqueando la luz y sedimentación en áreas de hábitat sensible (por ejemplo, sofocamiento de campos de desove y fuentes bentónicas de alimentos) y dañando a los peces por abrasión de tejido blando tal como las agallas. Las estructuras de control de sedimentos propuestos como controles ambientales para el proyecto asegurarán que los sólidos suspendidos no afecten los recursos acuáticos.

**Tabla II-1 Resumen de la interacción entre las actividades de construcción y los Ecosistemas Acuáticos**

Cuenca	Actividad	Efectos sobre la Biota Acuática		Mitigación	Efectos residuales
		Fuente/causa	Tipo		
Canrash	Botaderos y pilas de almacenamiento	Sólidos suspendidos y material disuelto en la escorrentía/filtraciones resultantes de la remoción del material de cubierta para preparar el Botadero Norte.	Efectos tóxicos, daño al hábitat, cambio en las comunidades biológicas - en las áreas aguas abajo a lo largo de las Q. Callapo/ Q. Pampa Moruna/Q. Canrash.	La escorrentía y filtraciones serán contenidos usando bermas La entrada de material al agua subterránea será prevenida por el sustrato impermeable.	Los efectos en la biota pueden prevenirse a través de la mitigación.
		Sólidos suspendidos y material disuelto en la escorrentía/filtraciones para remoción de material de cubierta para preparar el Botadero Sur.	Efectos tóxicos, daño al hábitat, cambio a las comunidades biológicas - en áreas aguas abajo a lo largo de las Q. Antamina/ Q. Pampa Moruna/Q. Canrash.	La escorrentía y filtraciones serán contenidos usando bermas La entrada de material al agua subterránea será prevenida por el sustrato impermeable.	Los efectos en la biota pueden prevenirse a través de la mitigación.
	Tajo abierto	Vaciado de la Laguna Antamina.	Pérdida de hábitats; cambio en las comunidades biológicas.	La laguna será vaciada para desarrollar el tajo abierto; el tajo abierto será llenado durante el cierre.	Post cierre; se espera que a largo plazo la biota acuática ocupe la nueva laguna
		Concentraciones elevadas de metal en el agua de la laguna durante el vaciado de la Laguna Antamina.	Efectos tóxicos, daño al hábitat, cambio en las comunidades biológicas - en las áreas aguas abajo a lo largo de la Q. Antamina/ Q. Pampa Moruna/Q. Canrash.	La velocidad de flujo de descarga será mantenido, a niveles que minimizarán los efectos potenciales en la Q. Pampa Moruna.	El efecto sobre la biota puede prevenirse controlando las velocidades del flujo de descarga Alguna taxa puede afectarse por varios kilómetros de cursos de agua sobre el periodo de descarga. Se espera que las áreas afectadas sean recolonizadas por estas taxas una vez que se hace la descarga
		Sólidos suspendidos incremento de provenientes de la erosión en el punto de descarga.	Daño al hábitat, cambio en las comunidades biológicas - en las áreas aguas abajo a lo largo de la Q. Antamina/ Q. Pampa Moruna/Q. Canrash.	Las estructuras de control de la erosión serán puestos en el lugar en el punto de entrada de la descarga para minimizar los sólidos suspendidos.	Los efectos en la biota pueden prevenirse a través de la mitigación.
		Incremento del flujo aguas abajo de la entrada de descarga al curso de agua.	Daño al hábitat, cambio en las comunidades biológicas - en las áreas aguas abajo a lo largo de las Q. Antamina/ Q. Pampa Moruna/Q. Canrash.	Las velocidades del flujo de descarga serán mantenidos a niveles que no excedan el rango estacional en flujo.	Algunas biotas pueden ser afectadas si es que los eventos de las etapas de vida se confían en la baja velocidad del agua estacional.

**Table II-1 (continúa)**

Cuenca	Actividad	Efectos potenciales sobre la Biota Acuática		Mitigación	Efectos residuales
		Fuente/Causa	Tipo		
	Instalaciones secundarias (Caminos de Acceso)	Sólidos suspendidos y material disuelto en la escorrentía.	Daño al hábitat, cambio en las comunidades biológicas - en áreas aguas abajo a lo largo de las Q. Callopa/ Q. Pampa Moruna/Q. Canrash.	No se usará ningún material de desmonte de la mina que tenga DAR o potencial de lixiviación de metal. Las proximidades del camino a los puentes y alcantarillas serán diseñados para prevenir que los efluentes entren a los cursos de agua.	Los efectos sobre la biota pueden prevenirse mediante la mitigación
		Acceso mayor a áreas de potencial pesquero.	Sobrepesca.	El uso de las rutas de acceso pueden estar restringidos al personal de la mina si se cree necesario para la protección de recursos pesqueros	Los efectos sobre la biota pueden prevenirse mediante la mitigación
	Otros (Exploración)	Los sólidos suspendidos y material disuelto de las perforaciones y superficies expuestas de trincheras/tajos.	Daño al hábitat, cambio en las comunidades biológicas - en áreas aguas abajo a lo largo de las Q. Antamina/ Q. Pampa Moruna/Q. Canrash.	Serán contenidas las escorrentías usando bermas dispositivos de control de sedimentos	Los efectos sobre la biota pueden prevenirse mediante la mitigación
		El uso de equipos en o cerca a los cursos de agua resulta en un incremento en los sedimentos suspendidos o daño al hábitat.	Daño al hábitat, cambio en las comunidades biológicas - en áreas aguas abajo a lo largo de las Q. Antamina/ Q. Pampa Moruna/Q. Canrash.	Se evitará uso de equipo en los curso de agua y a lo largo de la orilla de lo curso de agua/laguna. Se identificarán lo hábitats acuático importantes ante que esos lugares sean trabajados.	Los efectos sobre la biota pueden prevenirse mediante la mitigación
Ayash	Planta	Los sólidos suspendidos y otras sustancias en el efluente del área de la construcción y/o resultantes de la operación de los equipos en los cursos de agua.	Daño al hábitat, cambio en las comunidades biológicas - en áreas aguas abajo a lo largo de las Q. Tucush/ Q. Ayash.	Los efluentes serán contenido usando bermas u otros métodos de control, se evitará el uso de equipo en y cerca a los cursos de agua.	Los efectos sobre la biota pueden prevenirse mediante la mitigación
	Instalaciones para Relaves	Los sólidos suspendidos y otras sustancias en la escorrentía del camino de acarreo y área de construcción del dique; y o resultante de la operación de los equipos en los cursos de agua	Daño al hábitat, cambio en las comunidades biológicas - en áreas aguas abajo a lo largo de las Q. Ayash.	Los efluentes serán contenidos usando bermas u otros métodos de control, se evitará el uso de equipo en y cerca a los cursos de agua.	Efectos localizados en la biota
		Bloqueo del movimiento de los peces por la ubicación de la presa de relaves.	Daño al hábitat, cambio en las comunidades biológicas - en áreas aguas abajo a lo largo de las Q. Ayash/Q. Huincush.		Cambios permanentes en el hábitat y patrones de movimiento de los peces

**Table II-1 (continúa)**

Cuenca	Actividad	Efecto potencial sobre la Biota acuática		Mitigación	Efectos residuales
		Fuente/causa	Tipo		
	Campamento	Sólidos suspendidos y otras sustancias en la escorrentía del área de construcción y/o resultante de la operación de equipo en los cursos de agua.	Daño al hábitat, cambio en las comunidades biológicas - en áreas aguas abajo a lo largo de la Q. Ayash.	Las escorrentías serán contenidas usando bermas u otros métodos de control; Se evitará el uso de equipos en y cerca a los cursos de agua	
		Descarga del desagüe y otros desperdicios líquidos.	Daño al hábitat, cambio en las comunidades biológicas - en áreas aguas abajo a lo largo de la Q. Ayash.	Tratamiento de las aguas residuales antes de su descarga; recolección y tratamiento de otros desperdicios usados en el campamento.	
	Instalaciones secundarias -planta de cal, para almacenamiento de explosivos y planta de tratamiento de aguas residuales.	Sólidos suspendidos y otras sustancias en la escorrentía en el área de construcción y/o resultante de operación de equipo en los cursos de agua.	Daño al hábitat, cambio en las comunidades biológicas - en áreas aguas abajo a lo largo de la Q. Ayash.	La escorrentía será contenida usando bermas u otros métodos de control; Se evitará el uso de equipos en y cerca a los cursos de agua	Efectos localizados sobre la biota.
	-suministro de agua	Bloqueo en el movimiento de peces por la ubicación de la presa.	Daño al hábitat, cambio en las comunidades biológicas - en áreas aguas abajo a lo largo de la Q. Ayash.		Bloqueo permanente del movimiento de los peces a menos de que se retire la presa durante el cierre .
		Flujo reducido aguas abajo.	Daño al hábitat, cambio en las comunidades biológicas - en áreas aguas abajo a lo largo de la Q. Ayash.		Reducción en el flujo aguas abajo por el tiempo en el que las instalaciones de suministro de agua este en uso
	-caminos de servicio	Sólidos suspendidos y material disuelto en la escorrentía.	Daño al hábitat, cambio en las comunidades biológicas - en áreas aguas abajo a lo largo de la Q. Callopa/Q. Pampa Moruna/Q. Canrash.	No se utilizarán materiales de desmonte que tengan DAR o potencial de lixiviación de metales. Las proximidades del camino a los puentes y alcantarillas serán diseñados para prevenir que los efluentes entren a los cursos de agua.	Los efectos sobre la biota pueden prevenirse mediante la mitigación.
		Acceso mayor a las áreas de pesca.	Sobrepesca.	El uso de los caminos de acceso pueden ser restringidos al personal de la mina si se cree necesario para proteger los recursos pesqueros.	Los efectos sobre la biota pueden prevenirse mediante la mitigación.

**Tabla II-2 Resumen de la interacción entre las actividades operacionales y la Biota Acuática**

Cuenca	Actividad	Efecto potencial sobre la biota acuática		Mitigación	Efecto residual
		Fuente/causa	Tipo		
Canrash	Botaderos y pilas de almacenamiento de minerales	Los sólidos suspendidos y material disuelto en la escorrentía/filtración del Botadero Norte	Daño al hábitat, cambio en las comunidades biológicas - en las áreas aguas abajo a lo largo de las Q. Callopa/ Q. Pampa Moruna/Q. Canrash.	La escorrentía y filtraciones serán contenidas usando bermas La entrada de material al agua subterránea será prevenida por sustrato impermeable	Los efectos sobre la biota pueden prevenirse mediante la mitigación.
		Los sólidos suspendidos y material disuelto en la escorrentía/filtración del Botadero Sur.	Efectos tóxicos, daño al hábitat, cambio en las comunidades biológicas - en las áreas aguas abajo a lo largo de las Q. Antamina/ Q. Pampa Moruna /Q. Canrash.	La escorrentía y filtraciones serán contenidas usando bermas La entrada de material al agua subterránea será prevenida por sustrato impermeable	Los efectos sobre la biota pueden prevenirse mediante la mitigación.
		Llenado de la L. Condorcoca.	Pérdida de hábitat y cambio en las comunidades biológicas.	La laguna será llenada como se proceda con el uso del Botadero Norte	Se eliminará el ecosistema de la L. Condorcoca.
	Tajo abierto	Flujo reducido aguas abajo como resultado de que el agua de captación del tajo de la mina es transferido a la cuenca del Ayash (a las instalaciones de relaves).	Hábitat reducido en las áreas aguas abajo a lo largo de las Q. Antamina/Q. Pampa Moruna/Q. Canrash.	No es posible la mitigación aumentando el flujo con otras fuentes.	Hábitat alterado por el tiempo que dure, en que el agua sea transferido a la cuenca del Ayash.
	Instalaciones auxiliares (camino de acceso)	Sólidos suspendidos y material disuelto en la escorrentía de las superficies del camino	Daño al hábitat, cambio en las comunidades biológicas - en las áreas aguas abajo a lo largo de las Q. Callopa/ Q. Pampa Moruna/Q. Canrash.	No se usarán materiales de desmonte minero que contengan DAR o potencial de lixiviación de metales. Se proyectarán que el camino que se aproximen a los puentes y alcantarillas prevengan que la escorrentía vaya a los cursos de agua.	Los efectos sobre la biota pueden prevenirse mediante la mitigación.
		Acceso mayor a las áreas de pesca.	Sobrepesca.	El uso de los caminos de acceso será restringido al personal de la mina, si se cree necesario para la protección de los recursos pesqueros.	Los efectos sobre la biota pueden prevenirse mediante la mitigación.
Ayash	Planta	Sólidos suspendidos y otras sustancias en la escorrentía del área de la planta y/o resultante de la operación de equipo en los cursos de agua.	Daño al hábitat, cambio en las comunidades biológicas - en las áreas aguas abajo a lo largo de las Q. Tucush/Q. Ayash.	La escorrentía será contenida usando bermas u otros métodos de control; Se evitará el uso de equipo en y cerca a los cursos de agua.	Los efectos sobre la biota pueden prevenirse mediante la mitigación.



**Table II-2 (continúa)**

Cuenca	Actividad	Efectos potenciales sobre la Biota Acuática		Mitigación	Efectos residuales
		Fuente/causa	Tipo		
	Instalaciones de relaves	Sólidos suspendidos, metales disueltos y otras sustancias en la descarga de la presa de relaves.	Daño al hábitat, cambio en las comunidades biológicas - en las áreas aguas abajo a lo largo de las Q. Ayash.	Las opciones incluyen controlar el volumen de decantación para minimizar las concentraciones, máxima derivación factible de agua y pretratamiento de las aguas contaminadas que entran a las instalaciones de relaves.	La biota cercana a la presa de relaves podría estar sujeta a efectos crónicos subletales.
	Campamento	Sólidos suspendidos y otras sustancias en la escorrentía del área del campo y/o resultante de la operación de equipo en los cursos de agua.	Daño al hábitat, cambio en las comunidades biológicas - en las áreas aguas abajo a lo largo de la Q. Ayash.	La escorrentía será contenida usando bermas u otros métodos de control; Se evitará el uso de equipo en y cerca a los cursos de agua.	Los efectos sobre la biota pueden prevenirse mediante la mitigación.
		Descarga de aguas residuales y otros desperdicios líquidos.	Daño al hábitat, cambio en las comunidades biológicas - en las áreas aguas abajo a lo largo de la Q. Ayash.	Tratamiento de las aguas residuales antes de la descarga; recolección y tratamiento de otros desperdicios usados en el campamento.	Los efectos sobre la biota pueden prevenirse mediante la mitigación .
	Instalaciones secundarias - planta de cal, instalaciones de almacenamiento de explosivos y planta de tratamiento de aguas residuales	Sólidos suspendidos y otras sustancias en la escorrentía de las áreas de las instalaciones y/o resultante de la operación de equipo en los cursos de agua.	Daño al hábitat, cambio en las comunidades biológicas - en las áreas aguas abajo a lo largo de la Q. Ayash.	La escorrentía será contenida usando bermas u otros métodos de control; Se evitará el uso de equipo en y cerca a los cursos de agua.	Los efectos sobre la biota pueden prevenirse mediante la mitigación .
	-Suministro de agua	Bloqueo del movimiento de peces por la colocación de la presa de relaves.	Daño al hábitat, cambio en las comunidades biológicas - en las áreas aguas abajo a lo largo de la Q. Ayash		Bloqueo permanente del movimiento de peces hasta que la presa sea eliminada durante el cierre.
		Flujo reducido aguas abajo.	Daño al hábitat, cambio en las comunidades biológicas - en las áreas aguas abajo a lo largo de la Q. Ayash.		Reducción en el flujo aguas abajo por el tiempo en el que las instalaciones del suministro de agua esté en uso.

**Table II-2 (continúa)**

Cuenca	Actividad	efectos potenciales sobre la biota acuática		Mitigación	Efectos residuales
		Fuente/causa	Tipo		
	-caminos de servicio	Sólidos suspendidos y material disuelto en la escorrentía.	Daño al hábitat, cambio en las comunidades biológicas - en áreas aguas abajo a lo largo de las Q. Callopa/ Q. Pampa Moruna/Q. Canrash.	No se usará material de desmonte que tenga DAR o potencial de lixiviación de metal. Se diseñará que el camino que se aproxime a los puentes y alcantarillas prevenga que la escorrentía ingrese a los cursos de agua.	Los efectos sobre la biota pueden prevenirse mediante la mitigación .
		Acceso mayor a las áreas de pesca.	Sobrepesca.	El uso de caminos de acceso a la mina será restringido al personal de la mina, si se cree necesario para la protección de los recursos pesqueros.	Los efectos sobre la biota pueden prevenirse mediante la mitigación.

**Tabla II-3 Resumen de la interacción entre las actividades de cierre y la biota acuática**

Cuenca	Actividad	Efecto potencial sobre la biota acuática		Mitigación	Efecto residual
		Fuente/Causa	Tipo		
Canrash	Botaderos de desmonte y pilas de almacenamiento de minerales	Los sólidos suspendidos y material disuelto en la escorrentía/filtración del Botadero Norte	Daño al hábitat, cambio en las comunidades biológicas – en áreas aguas abajo a lo largo de las Q. Callopa/Q. Canrash.	Las actividades de cierre involucrarán la nivelación y contorneo de las superficies para controlar la escorrentía y limitar la erosión; Las superficies planas serán revegetadas.	Los efectos sobre la biota acuática pueden ser minimizados a través de la mitigación.
		Los sólidos suspendidos y material disuelto en la escorrentía/filtración del Botadero Sur.	Daño al hábitat, cambio en las comunidades biológicas – en áreas aguas abajo a lo largo de las Q. Antamina/Q. Pampa Moruna.	Las actividades de cierre involucrarán la nivelación y contorneo de las superficies para controlar la escorrentía y limitar la erosión; Las superficies planas serán revegetadas La roca potencialmente reactiva deberá ser depositada en el tajo abierto.	Los efectos sobre la biota acuática pueden ser minimizados a través de la mitigación.
	Tajo abierto	Reducción continua en el flujo aguas abajo cuando el tajo se llena con agua.	Daño al hábitat, cambio en las comunidades biológicas – en áreas aguas abajo a lo largo de las Q. Antamina/Q. Pampa Moruna..	Como manera de mitigación no se cree posible incrementar el flujo en este período.	Se reducirá el volumen de agua a ser usada por la biota acuática.
		Sólidos suspendidos y sustancias disueltas en el agua liberada aguas abajo cuando el agua del tajo alcanza la cresta.	Daño al hábitat, cambio en las comunidades biológicas – en áreas aguas abajo a lo largo de las Q. Antamina/Q. Pampa Moruna..	La mitigación puede ser posible mediante el uso de barreras de sedimentos durante el período inicial de la liberación del agua, o permitiendo un período corto de ajuste antes de la liberación inicial..	La biota aguas abajo probablemente será afectada por las sustancias disueltas por un período posterior al inicio de la liberación a la Q. Antamina.
	Instalaciones secundarias -	El incremento de presión sobre la pesca a lo largo de las rutas de acceso.	Sobrepesca..	El uso de caminos de acceso puede ser restringido al personal de la mina, si se cree necesario, para la protección de los recursos pesqueros	Los efectos en la biota pueden ser prevenidos a través de la mitigación
Ayash	Botaderos de desmonte	Sólidos suspendidos y otras sustancias en la escorrentía o filtración en el Botadero Este.	Daño al hábitat, cambio en las comunidades biológicas – en áreas aguas abajo a lo largo de la Q. Ayash. Los efectos comenzarán durante el inicio de la operación de la mina.	Las actividades de cierre involucrarán la nivelación y contorneo de superficie para controlar la escorrentía y limitar la erosión; Las superficies planas serán revegetadas; Las descargas de la pila de desmonte reactiva estarán sujetas a un tratamiento continuo.	Los canales de los cursos de agua entre los botaderos de desmonte y relaves se espera que se vuelvan inservibles para la biota acuática durante la operación de la mina.

**Table II-3 (continúa)**

Cuenca	Actividad	Efectos potenciales sobre la biota acuática		Mitigación	Efectos residuales
		Fuente/Causa	Tipo		
	Planta	Sólidos suspendidos y otros materiales que entran a los cursos de agua durante las actividades de desmantelamiento / cierre.	Efectos tóxicos, daño al hábitat, cambio en las comunidades biológicas, en áreas aguas abajo de la Q. Ayash.	Pueden controlarse la escorrentía de áreas expuestas y uso de equipo en/cerca de los cursos de agua.	Los efectos sobre la biota acuática pueden ser minimizados a través de la mitigación.
	Instalaciones de relaves	Sólidos suspendidos y otros materiales que entran a la Q. Ayash después que la superficie de relaves sea inundada y el agua sea liberada aguas abajo.	Efectos tóxicos, daño al hábitat, cambio en las comunidades biológicas, en áreas aguas abajo de la Q. Ayash.	El flujo de ingreso de las pilas de desmonte reactivo será tratado antes de que ingrese a las instalaciones de relaves; Los parámetros en la descarga de relaves serán a niveles de diseño.	La biota acuática puede ser afectada cerca a la presa de relaves.
	Campamento	Sólidos suspendidos y otros materiales que entran en los cursos de agua durante las actividades de desmantelamiento / cierre.	Efectos tóxicos, daño al hábitat, cambio en las comunidades biológicas, en áreas aguas abajo de la Q. Ayash.	Pueden controlarse las escorrentías de áreas expuestas y uso de equipo en/cerca de los cursos de agua.	Los efectos sobre la biota acuática pueden ser minimizados a través de la mitigación.
	Instalaciones secundarias -planta de cal, almacenamien -to de explo- sivos y planta de tratamiento de aguas residuales	Sólidos suspendidos y otros materiales que entran en los cursos de agua durante las actividades de desmantelamiento / cierre.	Efectos tóxicos, daño al hábitat, cambio en las comunidades biológicas, en áreas aguas abajo de la Q. Ayash.	Pueden controlarse las escorrentías de áreas expuestas y uso de equipo en/cerca de los cursos de agua.	Los efectos sobre la biota acuática pueden ser minimizados a través de la mitigación
	-dique de suministro de agua	Bloqueo del movimiento de peces.	Daño al hábitat, cambio en las comunidades biológicas, en áreas aguas abajo de la Q. Yanacancha.	El dique de suministro de agua será eliminado durante el cierre.	El paso de los peces será posible.
	-caminos de servicio	Mayor acceso a las área de pesca.	Sobrepesca.	El uso de los caminos de acceso será restringido al personal de la mina, si se cree necesario para la protección del los recursos pesqueros.	Los efectos sobre la biota acuática pueden ser minimizados a través de la mitigación.

**Tabla II-4 Resumen de las interacciones entre las actividades post-cierre y la biota acuática**

Cuenca	Actividad	Efectos potenciales sobre la biota acuática		Mitigación	Efectos residuales
		Fuente/Causa	Tipo		
Canrash	Botaderos de desmonte	Los sólidos suspendidos y material disuelto en la escorrentía/filtración del Botadero Norte.	Daño al hábitat, cambio en las comunidades biológicas – en áreas aguas abajo de la Q. Callopa y Q. Canrash	La mitigación a largo plazo es posible como resultado de las actividades de cierre (Nivelación y contorneo de superficies y revegetación).	Los efectos en la biota acuática pueden ser minimizados a través de la mitigación
		Los sólidos suspendidos y material disuelto en la escorrentía/filtración del Botadero Sur.	Daño al hábitat, cambio en las comunidades biológicas – en áreas aguas abajo de la Q. Pampa Moruna y Q. Canrash	La mitigación a largo plazo es posible como resultado de las actividades de cierre (Nivelación y contorneo de superficies y revegetación).	Los efectos en la biota acuática pueden ser minimizados a través de la mitigación
	Tajo abierto	Sólidos suspendidos y material disuelto en el agua que fluye de la laguna recientemente formada en el tajo abierto	Daño al hábitat, cambio en las comunidades biológicas – en áreas aguas abajo de la Q. Pampa Moruna y Q. Canrash	La mitigación a corto plazo del material suspendido puede ser posible; la mitigación a largo plazo probablemente no es posible; con el tiempo se espera una reducción tanto en las sustancias suspendidas como en las disueltas.	Los efectos en la biota acuática pueden ser inicialmente altos con una declinación con el tiempo
	Instalaciones secundarias: -caminos de servicio	Sólidos suspendidos y material disuelto en la escorrentía/filtración de los caminos fuera de uso.	Daño al hábitat, cambio en las comunidades biológicas – en áreas aguas abajo de la Q. Ayash.	La mitigación a largo plazo es posibles como resultado del diseño/construcción de los caminos pre-operacionales y actividades de cierre	Los efectos en la biota acuática pueden ser minimizados a través de la mitigación
Ayash	Botaderos de desmonte	Los sólidos suspendidos y material disuelto en la escorrentía/filtración del botadero Este	Daño al hábitat, cambio en las comunidades biológicas – en áreas aguas abajo de la Q. Ayash.	La mitigación a largo plazo es posible como resultado de las actividades de cierre (Nivelación y contorneo de superficies y revegetación).	La biota en los canales y los cursos de agua e instalaciones de relaves probablemente tendrán que ser eliminados durante la operación de mina
	Planta	Los sólidos suspendidos y material disuelto en la escorrentía de la planta.	Daño al hábitat, cambio en las comunidades biológicas – en áreas aguas abajo de la Q. Ayash	La mitigación es posible como resultado de las actividades de cierre.	Efectos en la biota acuática puede ser minimizado a través de la mitigación
	Instalaciones de relaves	Los sólidos suspendidos y material disuelto en la escorrentía/filtración de las instalaciones de relaves	Daño al hábitat, cambio en las comunidades biológicas – en áreas aguas abajo de la Q. Ayash.	Se espera que las sustancias disueltas en la descarga de los relaves mejore con el tiempo.	Efectos en la biota acuática puede ser minimizado a través de la mitigación

**Table II-4 (continúa)**

Cuenca	Actividad	Efecto potencial en la biota acuática		Mitigación	Efecto residual
		Fuente/cierre	Tipo		
	Instalaciones secundarias -planta de cal, instalaciones de almacenamiento de explosivos y tratamiento de aguas servidas	Los sólidos suspendidos y material disuelto en la escorrentía/filtración de las instalaciones.	Daño del hábitat, cambio en las comunidades biológicas – en áreas aguas abajo a lo largo de la Q. Ayash	La mitigación a largo plazo es posible como resultados de las actividades de cierre.	Los efectos en la biota acuática pueden ser minimizados a través de la mitigación
	-caminos de acceso	Sólidos suspendidos y material disuelto en la escorrentía/filtración del Botadero Norte.	Efectos tóxicos, daño al hábitat, cambio en las comunidades biológicas – en áreas aguas abajo a lo largo de la Q. Ayash	La mitigación a largo plazo es posible como resultados del diseño pre-operacional y construcción y actividades de cierre.	Los efectos en la biota acuática pueden ser minimizados a través de la mitigación

### **Pérdidas de Hábitat Acuático en la Laguna**

La Laguna Antamina será desaguada antes del desarrollo del tajo abierto. La Laguna Condorcocha será llenada por el Botadero del Norte. La Laguna Antamina contiene elevadas concentraciones de metal. No se capturaron peces durante los estudios de línea base y las comunidades biológicas estuvieron representadas por pocos taxos de invertebrados o plancton. La Laguna Antamina fluye intermitentemente en la Quebrada Antamina. La Laguna Condorcocha contiene peces y parece estar en buen estado ecológico. La Laguna Antamina tiene baja productividad mientras que la Laguna Condorcocha representa una laguna de hábitat productivo. La Laguna Condorcocha es pequeña y su eliminación puede afectar la producción de peces en la cuenca de Callapo.

### **Pérdidas de hábitat acuático en los cursos de agua**

Las actividades del proyecto resultarán en la pérdida de gran parte de la Quebrada Antamina, y aproximadamente a 16.5 km de la Quebrada Huincush y sus tributarios asociados. La Quebrada Antamina se caracteriza por una baja diversidad biológica que posiblemente resulta de las elevadas concentraciones de metal originadas en la Laguna Antamina. La Quebrada Huincush y los tributarios asociados contienen peces y están en buenas condiciones ecológicas. Se espera que la eliminación de gran parte de la Quebrada Antamina no afecte la producción pesquera o diversidad biológica en la cuenca de Canrash. Después del cierre, se espera que los peces utilicen la laguna de poca profundidad creada en las instalaciones de relaves.

### **Concentraciones elevadas de metales**

Los potenciales efectos de elevadas concentraciones de metales resultantes de las actividades del proyecto son descritas en la Sección II-3. Los parámetros pueden causar efectos subletales en la biota acuática durante el drenaje a menos que la dilución se mantenga a un factor de dos o más. Se espera que las concentraciones pronosticadas de estos compuestos (Anexo IV) no tengan efectos detectables durante la operación, excepto posibles efectos subletales a la biota inmediatamente aguas abajo de presa de relaves en la Quebrada Ayash. La abundancia y diversidad biológica no se espera que se reduzcan aguas debajo de la Quebrada Tucush.

Se espera que el proyecto incremente las concentraciones de metales y otros componentes en los reservorios de agua. Los principales metales de interés son el Cobre y Zinc. Las otras sustancias que pueden a veces estar elevadas incluyen el amonio, bismuto, cianuro, plomo y molibdeno. Los efectos potenciales de los metales que se espera que entren a los cursos de agua como resultado de las actividades de la mina Antamina se describen en esta sección. La información está basada en las revisiones de resultados preliminares de bioensayo, usando muestras de agua del área del proyecto, literatura, y los objetivos y criterios de calidad de agua y existentes. El objetivo de esta revisión de la toxicidad es estimar los niveles y toxicidad aguda y baja (crónica) o niveles de efectos no tóxicos.

### **Otros cambios químicos**

Otros compuestos que potencialmente afecten las condiciones biológicas en los cursos de aguas en el área del proyecto incluyen reactivos usados en la molienda, residuos de explosivos (por ejemplo, amonio), nutrientes de desechos humanos y jabón, combustibles y lubricantes. Muchos ítems tienen el potencial de ser tóxicos y pueden ser letales o causar daños subletales a la biota. Los nutrientes pueden causar eutrofización, alterando el balance ecológico y produciendo condiciones inconvenientes en las taxas valiosas tales como los peces.

### **Cambios en el volumen de agua**

Las reducciones en el volumen de flujo pueden disminuir el área de hábitat utilizable e impedir el movimiento de los peces durante periodos migratorios críticos. El volumen de flujo creciente también puede crear barreras si los perfiles de velocidad del agua impiden la navegación en tiempos críticos. Además, el flujo incrementado puede desplazar temporalmente los peces e invertebrados aguas abajo.

### **Barreras al movimiento de peces**

Las instalaciones de relaves y diques impedirán el movimiento de los peces y otras biotas. El movimiento de peces también puede impedirse por los cambios de flujo (descritos arriba), barreras químicas -tal como el evitar las áreas que contienen sustancias potencialmente tóxicas-, y el llenado o ubicación impropios de las alcantarillas. El bloqueo del movimiento de peces puede causar el colapso de las poblaciones si las especies no son capaces de moverse a un hábitat crítico para eventos clave de su ciclo de vida tales como el desove.

### **Incremento en la presión de pesca**

La creciente presencia humana debido a la construcción y operación de la mina podría resultar en una creciente presión de pesca sobre los recursos locales. La expansión de la comunidad en relación a los servicios de apoyo, tales como a las oportunidades crecientes de pesca a lo largo de las rutas del proyecto también puede resultar en una creciente presión de pesca. Las rutas de recursos en los países en desarrollo han contribuido a la reducción de las poblaciones de peces como resultado de actividades de pesca ilegal o no monitoreada. Los incrementos no regulados en la pesca pueden dar como resultado una sobrepesca y una reducción de los factores tales como tamaños poblacionales, estructura y capacidad de adaptación de los peces.



## II.3 Resultado e interpretación de la prueba de toxicidad

### II.3.1 Consideraciones para la interpretación de los datos de toxicidad

La toxicidad aguda generalmente se calcula como un punto final LC50 o concentración media letal. Ésta es la concentración de una sustancia que se estima pueda matar la mitad de un grupo de organismos en un período de tiempo específico (por decir LC50 – 96 horas). Los efectos crónicos pueden describirse usando los puntos finales de concentración de inhibición (Icp) o los puntos finales de concentración más bajos de efectos observables (LOEC). Un punto final Icp es un punto estimado de la concentración del material de prueba que produce un daño porcentual especificado (por ejemplo  $p=25\%$ ) en una prueba biológica cuantitativa que mide un cambio en la tasa, tal como la reproducción, crecimiento o respiración. El LOEC es la más baja concentración de material usado en una prueba de toxicidad que causa un efecto adverso estadísticamente significativo sobre la población expuesta de los organismos de prueba, en comparación con los controles. La concentración de efectos no observados (NOEC) es la más alta concentración de un material usado en una prueba de toxicidad que no produce un efecto adverso estadísticamente significativo sobre la población expuesta de organismos de prueba en comparación con los controles.

La mayoría de los datos de toxicidad de los metales están disponibles como pruebas de tóxicos simples y no han sido ensayados en conjunción con otros metales o tóxicos. Los valores de la literatura disponible generalmente se basan en pruebas controladas de laboratorio que deben ser selectivamente examinadas para extrapolar tales valores a situaciones de lugares específicos. Diversos factores pueden modificar los efectos de una sustancia tóxica (Ramamoorthy y Baddaloo, 1995). Dichos factores pueden clasificarse como bióticos (aquéllos que están dentro del organismo) y abióticos (aquéllos que están fuera del organismo). Los factores bióticos incluyen especies, tamaño, estado de la historia de vida, etc. Los factores abióticos que pueden actuar como modificadores incluyen la temperatura, oxígeno disuelto, pH, y dureza. Otros factores abióticos, tales como materiales orgánicos e inorgánicos, sólidos suspendidos, nutrientes y gases disueltos también influyen la toxicidad. La dureza del agua (medida como  $\text{CaCO}_3$ ) generalmente influye la toxicidad de muchos metales de tal manera que, a mayores niveles de dureza en el agua, se reduce la toxicidad de los metales. La toxicidad de algunos metales en combinación han demostrado ser aditivos o en algunos casos más que aditivos. Por ejemplo, los estudios han indicado que el efecto tóxico de algunas mezclas de cobre y zinc en el pez pueden ser sinérgicos (Demayo y Taylor, 1981).

La Tabla II.5 presenta un resumen de problemas agudos y crónicos publicados para la protección de la vida acuática de agua dulce y CCME 1986, para parámetros que se esperan que sean elevados en las aguas receptoras del proyecto..

**Tabla II-5 Problemas agudos y crónicos para la protección de la vida acuática en agua dulce**

Parámetro (mg/l)	Efecto Agudo		Efecto crónico	
	USEPA <sup>2</sup> 1986	USEPA <sup>2</sup> 1986	USEPA <sup>2</sup> 1986	CCME <sup>3</sup> 1996
Amonio <sup>1</sup>	6.8	0.93	0.93	0.93
Cobre	0.018	0.012	0.012	0.003
Cianuro	0.022	0.0052	0.0052	0.005
Plomo	0.082	0.0032	0.0032	0.004
Zinc	0.120	0.110	0.110	0.03

<sup>1</sup> Valores de amonio para pH 8.0 y temperatura 20°C.

Nota: La dureza se asume que no sea menor de 100 a 120 mg/L.

<sup>2</sup> Agencia de Protección Ambiental de los Estados

<sup>3</sup> Consejo Canadiense de Ministros del Ambiente..

### II.3.1.1 Cobre

La toxicidad del cobre aumenta cuando disminuye la dureza del agua y el oxígeno disuelto, y disminuye en la presencia de agentes quelantes, ácidos húmicos, aminoácidos y sólidos suspendidos (Alabaster y Lloyd 1982 citado en CCME 1996). Consecuentemente, los análisis del agua impactada para una variedad de variables requieren se evalúe la toxicidad de cada muestra. Los ejemplos de los puntos finales de toxicidad aguda y crónica para el cobre total se resumen en la Tabla II.6.

**Tabla II-6 Ejemplos de los puntos finales de toxicidad aguda y crónica para el Cobre**

Organismo de prueba/prueba	Referencia	Dureza (mg/l)	Letalidad aguda	Efectos no observados (Prueba crónica)
Pez cabeza grasosa 96-hr LC50	US EPA 1980	200	0.460 mg/L	NA
Pez de cabeza grasosa 96-hr LC50	Erickson <i>et al.</i> 1997	NA	0.116 to 0.150 mg/L	NA
Trucha arco iris 96-hr LC50	Howarth and Sprague 1978	100, pH 7.0 98, pH 9.0 361, pH 7.0 360-371, pH 8.0 364, pH 0.111	0.0307 - 0.0811 mg/L 0.086 0.298 0.309 - 0.516 0.111	NA
Prueba crónica de la Trucha arco iris	Roch <i>et al.</i> 1986	NA	NA	0.020 mg/L
Pruebas crónicas de otros salmónidos	Roch <i>et al.</i> 1986	NA	NA	0.0025 - 0.0074 mg/L
Estadío inicial de vida de la Trucha Brook	CCME (US EPA 1985)	NA	NA	0.0039 mg/L
<i>Daphnia magna</i> 48-hr LC50	CCME 1996	Hard	0.0065 mg/L	NA

Erickson *et al.* (1997) probó la letalidad aguda del sulfato de cobre en peces cabeza grasosa con factores altos y bajos de dureza de agua durante los periodos de aclimatación y exposición. Su estudio reveló que su exposición a la dureza del agua tiene mayores efectos sobre los resultados de la toxicidad. Sin embargo, hay poca indicación de que la dureza del período de aclimatación impactara en la letalidad del cobre.

### II.3.1.2 Zinc

Muchos de los principios dados para el cobre se aplican para el zinc. Los factores bióticos y abióticos influyen la toxicidad del zinc. La toxicidad aguda del zinc para los organismos acuáticos se modifica por la dureza del agua, mas no así la toxicidad crónica (US EPA 1980 citado en CCME 1996). En la Tabla II.7, se resumen algunos ejemplos de los puntos finales de toxicidad aguda y crónica para el zinc total.

**Tabla II-7 Ejemplos de puntos finales de toxicidad aguda y crónica para el zinc**

Organismo de prueba	Referencia	Dureza	Letalidad aguda	Concentraciones de efectos no observados
Trucha arco iris 96-hr LC50	CCME 1996	ND	0.09 - 7.21 mg/L	ND
Trucha arco iris 96-hr LC50	Sinley <i>et al.</i> 1974	25 330	0.430 mg/L 7.210 mg/L	ND
Pez cabeza grasosa 96-hr LC50	CCME 1996	ND	0.60 - 35.5 mg/L	ND
Pez cabeza grasosa 96-hr LC50	US EPA 1980	200	9.2 mg/L	ND
Prueba crónica de la Trucha arco iris (sin mortalidad)	Sinley <i>et al.</i> 1974	25 330	ND	0.140 mg/L 0.320 mg/L
Prueba crónica de la Trucha arco iris	Roch <i>et al.</i> 1986	ND	ND	0.040 mg/L
Pruebas crónicas de otros salmónidos	Roch <i>et al.</i> 1986	ND	ND	0.030 - 0.063 mg/L
Ciclo de vida del pez cabeza grasosa	CCME 1996	200	ND	0.03 to 0.18 mg/L
<i>Daphnia hyalina</i> 48-hr LC50	CCME 1996	ND	0.04 mg/L	ND
Daño a la reproducción de <i>Daphnia magna</i>	CCME 1996	ND	ND	16% de daño después de 3 semanas a 0.07 mg/L
Algas	CCME 1996	ND	ND	La inhibición del crecimiento de las algas empezó a 0.03 mg/L

### II.3.1.3 Plomo

Al igual que el cobre y el zinc, la toxicidad del plomo disminuye cuando la dureza del agua aumenta. La Guía de Calidad del Agua Canadiense para la vida acuática en agua

dulce es de 0.004 mg/L a una dureza de agua entre 120 y 180 mg/L CaCO<sub>3</sub>. La US EPA (1986) ha establecido una concentración de efectos agudos del plomo a 0.082 mg/L y un nivel de efectos crónicos a 0.0032 mg/L. Las pruebas de toxicidad aguda y crónica del plomo se resumen en la Tabla II-8.

**Tabla II-8 Ejemplos de puntos finales de toxicidad aguda y crónica para el Plomo**

Organismo de prueba/prueba	Referencia	Dureza (mg/l)	Letalidad aguda	Efecto no observado (Prueba crónica)
Trucha arco iris 96-hr LC50	CCME 1996	ND	2.448 mg/L	ND
Prueba crónica de la Trucha arco iris	CCME 1996	Hard	ND	>0.190 mg/L
<i>Daphnia magna</i> 48-hr LC50	CCME 1996	ND	0.448 mg/L	ND
Daño a la reproducción de <i>Daphnia magna</i>	CCME 1996	Soft	ND	16% de daño después de 3 semanas a 0.03 mg/L Pb
Prueba crónica "Cladoceros"	US EPA 1986	Hard	ND	0.128 mg/L
Prueba crónica en alga	US EPA 1986	ND	ND	0.500 mg/L

La toxicidad aguda del plomo para la trucha arco iris puede presentarse a altas concentraciones (2.448 mg/L). Las concentraciones NOEC para la toxicidad crónica en peces puede observarse en concentraciones de plomo mayores a 0.190 mg/L (en aguas duras). Las pruebas crónicas para un cladocero en aguas duras y algas se encontraron a concentraciones mayores a 0.128 mg/L y mayores a 0.500 mg/L, respectivamente. Todos estos niveles están por encima de los criterios y guías de la US EPA y el CCME.

#### II.3.1.4 Bismuto

El bismuto no está reconocido como un metal de interés para la biota acuática. No se han desarrollado criterios por la US EPA (Perfil de Polución, Bismuto, Número CAS 7440-69-9). Tampoco existe información disponible para la toxicidad del bismuto a la biota del agua dulce. Este metal no se incluye en el CCME (1996) o Criterios de Trabajo y Aprobados para la Calidad del Agua de la (CB) Columbia Británica (1995).

#### II.3.1.5 Molibdeno

No se han establecido guías de calidad del agua de agua dulce para el molibdeno por la CCME (1996) o US EPA (1986). Sin embargo, el Ministerio del Ambiente de la CB (1995) sugirió 2 mg/L como nivel máximo o  $\leq 1$  mg/L para un promedio de 30-day. Los efectos adversos sobre el crecimiento y supervivencia de los organismos acuáticos han sido normalmente evidentes a altas concentraciones (> 50 mg/L) aunque

un estudio sugirió efectos subletales a 0.79 mg/L (Eisler, 1989). Los niveles de molibdeno en el agua de irrigación y forraje para el ganado es un problema si la proporción de cobre a molibdeno es menor a 2:1. No se reportaron resultados de toxicidad para organismos de agua dulce en el CCME (1996) o US EPA (1986).

### II.3.1.6 Cianuro

La toxicidad del cianuro puede variar con la temperatura y el oxígeno disuelto. La toxicidad aumenta cuando disminuye el oxígeno disuelto por debajo del nivel de saturación (CCME 1996). La tolerancia al cianuro aumenta con el incremento de la temperatura de aclimatación. No existe mucha información sobre el efecto de la dureza sobre la toxicidad del cianuro. Tampoco se ha observado ninguna relación entre la toxicidad aguda del cianuro y alcalinidad o pH en peces. La concentración crónica de cianuro en presencia de otros contaminantes puede producir respuestas antagónicas aditivas o sinérgicas, dependiendo de los contaminantes involucrados (CCME 1996). La Tabla II-9 resume los niveles de toxicidad del cianuro libre.

**Tabla II-9 Ejemplos de puntos finales de toxicidad aguda y crónica del cianuro libre**

Organismo de prueba	Referencia	Comentario	Letalidad aguda	Concentraciones de efectos no observados
Trucha arco iris 96-hr LC50	CCME 1996	Ninguno	0.027 mg/L	0.017 mg/L (sin mortalidad)
Ciclo de vida del pez cabeza grasosa	CCME 1996	Ninguno	ND	0.016 mg/L
Invertebrado 48-hr LC50	CCME 1996	Ninguno	0.096 a 2.490 mg/L	ND
<i>Daphnia</i> 48-hr LC50	CCME 1996	Temp. 5 y 10°C	0.330 mg/L	ND
<i>Daphnia</i> 48-hr LC50	CCME 1996	Temp. 15°C	0.180 mg/L	ND
Alga	CCME 1996	Ninguno	ND	La inhibición del crecimiento en algas empezó en 0.03 mg/L

La concentración del cianuro libre no debería exceder a 0.005 mg/L para la protección de la vida acuática en agua dulce (CCME 1996). El criterio de la US EPA para efectos agudos es 0.022 mg/L y el nivel crónico está establecido en 0.0052 mg/L (US EPA 1996).

### II.3.1.7 Amoniaco

Las concentraciones de amoniaco no ionizado (NH<sub>3</sub>) son las formas tóxicas principales del amoniaco. La toxicidad del amoniaco no ionizado varía con el pH y la

temperatura. Los ejemplos de los niveles de toxicidad del amoniaco no ionizado se resumen en la Tabla II.10.

**Tabla II-10 Ejemplos de puntos finales de toxicidad aguda y crónica del amoniaco no ionizado**

Organismo de prueba	Referencia	Comentario	Letalidad aguda	Concentraciones de efectos no observados
Trucha arco iris 96-hr LC50	CCME 1996	Ninguno	0.16 a 1.1 mg/L NH <sub>3</sub>	ND
Salmónidos 96-hr LC50	CCME 1996	pH no corregido	0.083 a 1.90 mg/L NH <sub>3</sub>	ND
No salmónidos 96-hr LC50	CCME 1996	pH no corregido	0.143 a 4.60 mg/L NH <sub>3</sub>	ND
Toxicidad crónica en el salmón rosado	CCME 1996	pH no corregido	ND	0.0017 mg/L NH <sub>3</sub>
Prueba aguda en invertebrados	CCME 1996	pH no corregido	0.53 a 22.8 mg/L NH <sub>3</sub>	ND
Prueba crónica en Dáfnidos	US EPA 1986	pH no corregido	ND	0.304 a 1.2 mg/L NH <sub>3</sub>

Los LC50 de los peces para el amoniaco no ionizado varía entre 0.083 mg/L y 4.6 mg/L. La toxicidad del amoniaco impacta mayormente en peces e invertebrados. Las plantas son bastante más tolerantes al amoniaco.

La Tabla II.11 resume los valores totales del amoniaco que han sido calculados para concentraciones de guía acuática del agua dulce.

Los criterios de la US EPA para los efectos agudos y efectos crónicos del amoniaco totales están establecidos en concentraciones de 6.8 mg/L y 0.93 mg/L, respectivamente, para un agua con un pH de 8.0 y temperatura de 20°C (US EPA 1986).

**Tabla II-11 Resumen de las concentraciones del amoniaco total a temperaturas y pH específico para la protección de la vida acuática de agua dulce**

pH	Concentración de amoniaco (mg/L) a las siguientes temperaturas (°C)						
	0	5	10	15	20	25	30
7.50	2.5	2.5	2.2	2.2	1.50	1.05	0.74
7.75	2.3	2.2	2.1	2.0	1.40	0.99	0.71
8.00	1.53	1.44	1.37	1.33	0.93	0.66	0.47
8.25	0.87	0.82	0.78	0.76	0.54	0.39	0.28
8.50	0.49	0.47	0.45	0.44	0.32	0.23	0.17

Además del pH y la temperatura, otros factores como el oxígeno disuelto, concentraciones de calcio, alcalinidad y presencia de otros contaminantes también influyen los efectos tóxicos del amoníaco (CCME 1996). La acción de algunas mezclas de amoníaco y diversos tóxicos puede producir efectos sinérgicos, como por ejemplo, el amoníaco con cobre, y zinc con cianuro de hidrógeno.

### II.3.2 Resumen de los resultados de pruebas de toxicidad en lugares específicos

BC Research Inc. (1998) condujo dos conjuntos de pruebas de toxicidad en muestras de agua en el área del Proyecto Antamina. Los bioensayos conducidos incluyeron la prueba 48-hr LC50 para la *Daphnia magna*, la prueba 96-hr LC50 para la trucha arco iris (*Oncorhynchus mykiss*), la prueba de supervivencia de 96-hr para el pez cabeza grasosa (*Pimephales promelas*), la supervivencia por 7 días y de reproducción de la *Ceriodaphnia dubia*, y la prueba de inhibición del crecimiento del *Selenastrum capricornutum*. El primer conjunto de pruebas fue para las aguas tomadas de la Laguna Antamina, Quebrada Antamina, Quebrada Pampa Moruna y Quebrada Ayash. Tales pruebas incluyeron:

- ▣ Experimentos de ajuste (dilución del agua) de la dureza del agua, usando *Daphnia magna* (48-hr LC50), trucha arco iris (96-hr LC50), algas (IC25), y *Ceriodaphnia* (LC50, IC25, IC50 y NOEC); y
- ▣ Las mismas pruebas usando el agua de la Quebrada Pampa Moruna para diluir el agua de la Laguna Antamina.

El segundo conjunto de pruebas fue para el agua tomada del Río Mosna, cerca a la boca de la Quebrada Canrash y del Río Puchca, cerca de la boca de la Quebrada Colca. Estas pruebas incluyeron:

- ▣ Experimentos usando *Daphnia magna* (48-hr LC50), *Ceriodaphnia* (LC50, IC25, IC50 y NOEC), algas (IC25) y pez de cabeza grasosa (IC50) sobre muestras de agua fortalecidas con zinc y cobre; y
- ▣ Pruebas de toxicidad aguda con agua de laboratorio fortalecida con zinc o cobre sobre la trucha arco iris (96-hr LC50) y pez cabeza grasosa (96-hr LC50).

#### II.3.2.1 Resultados de las series de toxicidad No. 1

Los resultados de la primera serie de pruebas de toxicidad se resumen en las siguientes secciones para las cuencas de Canrash y Ayash. La Tabla II-12 resume los niveles de cobre, zinc y otros parámetros medidos en las pruebas de toxicidad para las muestras de agua.

**Tabla II-12 Calidad variable del agua medida en muestras que se usaron para la prueba de toxicidad No. 1**

Lugar/Muestra Id	Dureza (mg/L Caco <sub>3</sub> )	Alcalinidad (mg/L Caco <sub>3</sub> )	pH	Conductividad (μS/Sec)	Cobre Total (mg/L)	Zinc Total (mg/L)
Pampa Moruna (DC)	166	69	8.0	309	0.0047	0.044
Laguna Antamina (L)	100	55	8.2	290	0.0146	0.458
Quebrada Antamina (Q)	226	79	8.3	441	0.0158	0.132
Quebrada Ayash (AY)	139	126	8.3	236	0.0003	0.025

### **Cuenca de Canrash**

La Tabla II-13 presenta los resultados preliminares de los experimentos de toxicidad para la cuenca de Canrash.

El cobre y el zinc son considerados los metales de importancia para la cuenca de Canrash durante el drenado de la Laguna Antamina. La Tabla II.14 presenta los niveles calculados para el cobre y el zinc para cada bioensayo.

### **Cuenca de Ayash**

La Tabla II-15 presenta los resultados de los experimentos de ajuste de dureza para la cuenca del Ayash.



**Tabla II-13 Resultados de la Prueba de Toxicidad No. 1 para la Cuenca de Canrash**

Muestra ID	Dilución de agua y Dureza (mg/L CaCO <sub>3</sub> )	Resultados de la prueba (% V/V)					
		<i>D. magna</i> 48-Hr LC50 con 95% LC <sup>1</sup>	Trucha arco iris 96-Hr LC50 con 95% LC	Inhibición de crecimiento de <i>Selena-strum</i> IC25 con 95% LC	Supervi-vencia del <i>Ceriod-aphnia</i> LC50 con 95% LC	Inhibición de la reproduc-ción de <i>Ceriod -aphnia</i> IC50 con 95% LC	Inhibición de la repro-ducción de <i>Ceriod-Apnia</i> IC25 con 95% LC
Laguna Antamina	Agua de lab. diluida reconstituida a 125 mg/L	72.57 (55.54, 107.95)	>100	45.99 (45.68, 46.31)	30.8 (25.0, 50.0)	31.31 (22.46, 35.96) NOEC = 25	20.59 (5.57, 28.99)
Quebrada Antamina	Agua de lab. diluida reconstituida a 125 mg/L	>100	>100	>90.91	>100	76.25 (59.73, 81.72) NOEC = 50	59.73 (37.18, 65.53)
Laguna Antamina	Agua para la dilución de la Quebrada Pampa Moruna	76.11 (54.69, 149.98)	>100	43.95 (36.81, 45.50) NOEC = 30	>100	66.55 (43.69, 77.78) NOEC = 50	42.30 (4.57, 62.08)
Quebrada Pampa Moruna	Agua de lab. diluida reconstituida a 125 mg/L	>100	>100	>90.91	>100	>100	>100

<sup>1</sup> LC= Límites de confiabilidad.

**Tabla II-14 Concentraciones Calculadas de Cobre y Zinc de los Resultados de la prueba de toxicidad No. 1 , cuenca de Canrash**

Niveles de toxicidad (Niveles de metal en mg/L)	Ubicación							
	Laguna Antamina		Quebrada Antamina		Quebrada Pampa Moruna		Laguna Antamina y Pampa Moruna	
	Cobre	Zinc	Cobre	Zinc	Cobre	Zinc	Cobre	Zinc
<b>Letalidad aguda</b>								
Trucha arco iris C50	>0.0146	>0.458	>0.0158	>0.132	>0.0047	>0.044	>0.0146	>0.458
<i>Daphnia magna</i> LC50	0.0106	0.332	>0.0158	>0.132	>0.0047	>0.044	0.0122	0.359
<i>Ceriodaphnia</i> LC50	0.0045	0.141	>0.0158	>0.132	>0.0047	>0.044	>0.0146	>0.458
<b>Toxicidad crónica</b>								
<i>Ceriodaphnia</i> IC50	0.0046	0.143	0.0120	0.101	>0.0047	>0.044	0.0113	0.320
<i>Ceriodaphnia</i> IC25	0.0030	0.094	0.0094	0.079	>0.0047	>0.044	0.0089	0.219
<i>Ceriodaphnia</i> NOEC	0.0037	0.115	0.0079	0.066	>0.0047	>0.044	0.0097	0.251
<i>Selenastrum</i> IC25	0.0067	0.211	>0.0158	>0.132	>0.0047	>0.044	0.0091	0.226

**Tabla II-15 Resultados de la prueba de toxicidad No. 1 para la cuenca de Ayash**

Muestra ID	Dureza y agua de dilución (mg/L CaCO <sub>3</sub> )	Resultados de la Prueba (% V/V)					
		<i>D. magna</i> 48-hr LC50 con 95% LC <sup>1</sup>	Trucha arco iris 96-hr LC50 con 95% LC	Inhibición del crecimiento del <i>Selenastrum</i> IC25 con 95% LC	Supervivencia de la <i>Ceriodaphnia</i> LC50 con 95% LC	Inhibición de la reproducción de la <i>Ceriodaphnia</i> LC50 con 95% LC	Inhibición de la reproducción de la <i>Ceriodaphnia</i> IC25 con 95% LC
Quebrada Ayash	Agua de laboratorio reconstituida a 160 mg/L	>100	>100	>90.91	>100	>100 NOEC = 50	54.46 (17.68, 83.93)

**Tabla II-16 Concentraciones de Cobre y Zinc Calculados en los Resultados de la Prueba de Toxicidad No. 1, Quebrada de Ayash**

Niveles de Toxicidad	Quebrada Ayash	
	Cobre (mg/L)	Zinc (mg/L)
<b>Letalidad aguda</b>		
Trucha arco iris LC50	>0.0027	>0.025
<i>Daphnia magna</i> LC50	>0.0027	>0.025
<i>Ceriodaphnia</i> LC50	>0.0027	>0.025
<b>Toxicidad crónica</b>		
<i>Ceriodaphnia</i> IC50	>0.0027	>0.025
<i>Ceriodaphnia</i> IC25	0.0015	0.003
<i>Ceriodaphnia</i> NOEC	0.0014	0.013
<i>Selenastrum</i> IC25	>0.0027	>0.025

### II.3.2.2 Resultados de la serie de prueba de toxicidad No. 2

Los resultados de laboratorio para el segundo conjunto de pruebas de toxicidad estuvieron disponibles sólo momentos antes de la preparación de este reporte. Estos resultados han sido incluidos en las secciones siguientes para ayudar con la interpretación de los posibles efectos tóxicos del proyecto.

## II.4 Límites de Calidad del Agua para el Proyecto Antamina

Desde una perspectiva ecotoxicológica, los principales elementos de interés en el agua de decantación de la poza de las relaveras y en las aguas afectadas por la minería y roca de mina son el zinc y el cobre. El Proyecto Antamina está siendo desarrollado en reconocimiento de la necesidad de proteger contra impactos inaceptables aguas abajo.

### II.4.1 Guías Peruanas para las Aguas Superficiales

Las guías peruanas para la protección de las aguas superficiales que mantienen a las comunidades de peces son:

- ☒ 0.02 x 96-hr LC50 para el zinc, y
- ☒ 0.1 x 96-hr LC50 para el cobre.

No es posible probar directamente los efluentes del proyecto, puesto que no hay efluentes reales disponibles. En consecuencia, para identificar los límites relevantes desde la perspectiva de las guías peruanas, sería apropiado identificar los valores típicos de 96-hr LC50 para el zinc y el cobre en base a las pruebas con la trucha arco iris (*Oncorhynchus mykiss*), ya que las toxicidades agudas de ambos metales difieren entre aguas duras y blandas. También sería apropiado enfocar las toxicidades a niveles de dureza esperados en los efluentes de rutina del Proyecto Antamina (es decir,  $\geq 200$  mg/L como  $\text{CaCO}_3$ ). Se

espera que las aguas de recepción tengan valores similares a los de la presa de relaves; la dureza y las concentraciones de metal disminuirán aguas abajo con la dilución.

Los valores LC50 para la trucha arco iris en agua dura varían entre 1.19 mg/L y > 10 mg/L de zinc, con durezas que oscilan entre 179 mg/L y 504 mg/L de CaCO<sub>3</sub> (Tabla II-17). Los peces aclimatados generalmente muestran menos sensibilidad al zinc que los peces previamente aclimatados a concentraciones subletales de zinc. Esto implica que un límite aceptable de agua de superficie aguas debajo de cualquier zona de mezcla está en el rango general de 0.0238 a >0.2 mg/L (es decir, 0.02 veces el 96-hr LC50). En comparación, el límite crónico para la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (US EPA), dirigido a proteger la mayoría de la biota de agua dulce, es de 0.19 mg/L de zinc ante una dureza de 200 mg/L, en base a un criterio de  $e^{(0.8473[En-dureza] + 0.7614)}$ . Este valor cae hacia el límite superior del rango de objetivos potenciales de aguas superficiales arriba descritos. Los valores de la US EPA descienden a 0.11 mg/L para el zinc, a una dureza de 100 mg/L. Los valores de la US EPA se basan en concentraciones totales, mientras que las guías peruanas se basan en concentraciones de metal disuelto.

**Tabla II-17 Datos representativos de toxicidad aguda de zinc y cobre para la trucha arco iris en agua dura**

	Dureza mg/L (CaCO <sub>3</sub> )	LC50	Referencia
Zinc	350	1.19-4.52	Goettl <i>et al.</i> (1972)
	179	2.96	Holcombe and Andrew (1978)
	500	4.7	Solbe (1974)
	333-504	4.8-7.2	Sinley <i>et al.</i> (1974)
	-	>10	Woodall <i>et al.</i> (1988)
	178	2.51	Holcombe and Andrew (1978)
Cobre	361-370	0.07-0.298	Howarth and Sprague (1978)
	194	0.083-0.514	Chakoumakos <i>et al.</i> (1979)
	125	0.19-0.21	Spear (1977)
	290	0.89	Calamari and Marchetti (1973)

Los valores de 96-hr LC50 para el cobre en aguas duras son menores que aquéllos para el zinc, con LC50s típicos para la Trucha arco iris, y varían de 0.07 mg/L a 0.89 mg/L, a durezas de agua entre 125 y 370 mg/L (Tabla I)

Por consiguiente, el correspondiente límite de aguas superficiales peruanas se basa en un aproximado de 0.007 mg/L y 0.089 mg/L (es decir, 0.1 veces el 96-hr LC50). El límite crónico correspondiente de la US EPA, para una dureza de 200 mg/L es 0.021 mg/L de cobre, basado en la ecuación  $e^{(0.8473[En-dureza] + 0.7614)}$ , disminuye a 0.12, a 100 mg/L.

## II.4.2 Límites de Calidad del Agua para el Área del Proyecto Antamina

Se realizó una serie de pruebas de toxicidad crónica para el zinc y el cobre utilizando agua de dilución tomada del Río Mosna y el Río Puchca, los cuales serán potencialmente afectados por las instalaciones de la mina y el depósito de relaves. Los resultados de estos trabajos se describen más detalladamente en un informe de laboratorio preparado por B.C. Research (B.C. 1998). Los resultados también deben considerarse como conservadores, ya que las aguas abajo del depósito de relaves serán más duras que aquéllas probadas a causa del uso de la cal en Antamina. El trabajo de prueba se realizó a una dureza del agua de alrededor de 100 mg/L.

La toxicidad crónica fue determinada usando aguas del lugar fortalecidas con concentraciones variables de sulfato de zinc y sulfato de cobre. La toxicidad del metal fue medido dos veces para cada especie de prueba. Las pruebas incluyeron una prueba de pez (supervivencia y crecimiento del pez cabeza grasosa), una prueba de invertebrados (prueba de supervivencia y reproducción de la *Ceriodaphnia dubia*) y una prueba de algas (prueba de crecimiento de la *Selenastrum capricornutum*). También se realizó una prueba aguda 48-hr *Daphnia magna*. Los resultados se muestran en la Tabla II-18.

**Tabla II-18 Resumen del los Resultados de la Prueba de Roxicidad Crónica Usando Cobre y Zinc Fortalecido con Aguas Superficiales del Área de Antamina**

		Zinc (mg/L)		Cobre (mg/L)	
		LC50 Crónico	IC25	LC50	IC25
<i>Pez cabeza Grasosa</i> (Pez)	R. Puchca	0.6	>0.897	0.14	0.066
	R. Mosna	0.94	0.469	0.22	0.055
<i>Daphnia magna</i> (Invertebrado)	R. Puchca	0.70	-	0.029	-
	R. Mosna	0.55	-	0.030	-
<i>Ceriodaphnia</i> (Invertebrado)	R. Puchca	0.23	0.139	0.049	0.025
	R. Mosna	0.25	0.132	0.067	0.037
<i>Selenastrum</i> (Alga)	R. Puchca	-	0.061	-	0.066
	R. Mosna	-	0.133	-	0.055

Notas:

IC25 es la concentración de metal que causa un 25% de inhibición crónica del crecimiento (pez) o reproducción (*Ceriodaphnia* or *Selenastrum*).

Los valores LC50 proporcionados son valores crónicos para los peces cabeza grasosa y *Ceriodaphnia*; no debe de confundirse con aguda, 96-hr LC50s usados en otras instancias en pruebas con truchas arco iris.

No se observó la mortalidad de los peces durante estas pruebas en concentraciones de zinc de 0.4 mg/L (Río Pushca) y 0.9 mg/L (Río Mosna), y concentraciones de cobre de 0.5 mg/L (Río Puchca) y 0.09 mg/L (Río Mosna). En base a estos resultados, concluimos que se

prevendrá la mortalidad crónica de peces en cualquier zona de mezcla de efluentes aguas abajo de Antamina, si es que las concentraciones de zinc y cobre permanecen en o por debajo de 0.4 mg/L de zinc y 0.05 mg/L de cobre (es decir, los valores más bajos reportados en la prueba con aguas del lugar). Estos valores son conservadores al interpretar la letalidad potencial aguda en peces (es decir, 50% o mayor mortalidad en 96-hr), que podría esperarse a mayores concentraciones. En la práctica, el límite de concentración de zinc será menor a, 0.4 mg/L a una corta distancia aguas abajo, si es que la descarga se produce a una concentración máxima de promedio aceptable en el efluente (0.5 mg/L), lo cual representa la norma de la industria. Las condiciones no agudamente tóxicas serán monitoreadas a través de una prueba regular de toxicidad con trucha arco iris para que se puedan tomar las acciones si es que se detectan efectos tóxicos; esto limitará los efectos potenciales resultantes de la toxicidad aditiva o sinérgica entre estos dos metales.

Los límites crónicos apropiados para las aguas superficiales más alejadas aguas abajo de los puntos de descarga son aquellos que serán protectores de todo el ecosistema de agua dulce. En base al trabajo de la prueba de toxicidad crónica completada, los efectos crónicos significativos generalmente deben prevenirse a concentraciones totales de zinc y de cobre de alrededor de 0.13 mg/L y 0.025 mg/L, respectivamente, correspondiendo con el más bajo de los rangos de valores IC25 para todas las especies probadas. Ambos valores están dentro de los límites de las guías de la US EPA para la toxicidad crónica (las guías para el zinc son 0.11 mg/L a 100 mg/L de dureza y 0.19 mg/L a 200 mg/L, las guías para el cobre son de 0.012 mg/L a 100 mg/L y 0.21 mg/L a 200 mg/L). En realidad, el grado adicional de protección se logrará con mayores niveles de dureza en el efluente (por ejemplo, > 200 mg/L) que los usados en las pruebas de toxicidad (100 mg/L). Estos valores caen dentro de los límites de aguas superficiales peruanas para el zinc y cobre identificados previamente y son conservadores porque los valores peruanos se basan en las concentraciones disueltas. La valorización de estos límites se proporcionan líneas abajo por examen de los efectos observados en otras propiedades mineras de metal base en Norte América.

#### **II.4.3 Revisión de los efectos del zinc y cobre en otras minas**

Confirmando que los límites crónicos propuestos de 0.13 mg/L de zinc y 0.025 mg/L de cobre serán protectores del ambiente acuático, se examinaron los efectos observados en pruebas de laboratorio y en el campo, en otras cuatro minas. Estas minas incluyen una mina de cobre en Quebec oriental, una mina cercana de cobre en British Columbia, una mina con base de operaciones en Ontario y New Brunswick (predominantemente zinc, pero alguna producción de cobre). Todas estas minas han sido estudiadas directamente por miembros del equipo acuático del proyecto Antamina. En la Tabla II-19, se presenta una revisión de los resultados clave y criterios de los efectos acuáticos.

En base a esta información, se concluyó que los límites críticos de 0.13 mg/L de zinc y 0.025 mg/L de cobre serán protectores del ecosistema acuático. Además, la

presencia de zinc y cobre en combinación, bajo condiciones de agua blanda en la mina New Brunswick, proporciona mayor confianza que los efectos sinérgicos que no provocarán efectos significativos en Antamina bajo condiciones de agua dura.

La validación final de estos límites en efluentes reales de Antamina se lograrán a través de un "Programa de Monitoreo de los Efectos Ambientales" (EEM), realizado para monitorear las condiciones químicas y biológicas aguas abajo de la operación.

**Tabla II-19 Resumen de Efectos Acuáticos en aguas sobre aguas afectadas por cuatro minas de zinc y/o cobre en Canada (de los archivos de Beak International Incorporated )**

Mina	Concentraciones	Efectos
mina de cobre de B.C.	0.02 a 0.05 mg/L de cobre	Concentraciones de IC25 para los invertebrados y algas usando efluentes fortalecidos con cobre
mina de cobre de Quebec	0.03 a 0.05 mg/L de cobre promedio anual en el curso de agua. Condiciones de agua dura.	El desove del Salmón no es afectado, efectos despreciables a menores en la comunidad bentónica.
mina de metal base de Ontario	0.2 mg/L de zinc promedio en el lago aguas abajo. Agua moderadamente dura.	Abundancia y crecimiento de peces. Las comunidades bentónicas no es impactada en relación al lago de referencia.
mina de metal base de New Brunswick	0.19 mg/L de zinc y 0.028 mg/L de cobre promedios anuales en la extensión aguas abajo. (incrementando por 2 a 3X en ocasiones) condiciones de agua blanda	No se perciben efectos en la comunidad bentónica o de peces en relación a las áreas de referencia

### Resumen

Los límites de calidad de agua de 0.4 mg/L de zinc y 0.05 mg/L de cobre protegerán contra la letalidad a los peces de las zonas de mezcla inmediata aguas abajo de Antamina. Después de mezclarse con las aguas receptoras, los límites de concentración de 0.13 mg/L de zinc y 0.025 mg/L de cobre asegurarán que todos los elementos importantes de la comunidad biológica estén adecuadamente protegidos, tal como se demostró con el monitoreo de otras minas. Estos límites caen dentro del rango de las guías calidad potencial de agua prescritas para la protección de las aguas superficiales sensibles en el Perú. La adecuación de estos límites se confirmarán por las pruebas de toxicidad adicional y monitoreando los efectos ambientales.

#### II.4.3.1 Predicción de los efectos Tóxicos en el Sistema Canrash

En el Anexo IV, se presenta la concentración de los parámetros esperados para en las aguas receptoras aguas abajo de las actividades del proyecto.

#### Drenaje de la Laguna Antamina durante la fase de pre-operación

Las pruebas de toxicidad mostraron que el agua de la laguna Antamina no fue agudamente letal a los peces pero mostraba efectos subletales crónicos con las otras taxas.

No se esperó que el cobre y el zinc alcanzaran niveles que pudieran ser agudamente tóxicos para los peces en la Quebrada Pampa Moruna, aguas abajo de la Quebrada Antamina. No se espera que hayan efectos crónicos en diluciones de la Laguna Antamina por un factor de dos. A los factores de dilución menores que dos, los efectos crónicos pueden ser evidentes a concentraciones por encima de 0.13 mg/L de zinc y 0.025 mg/L de cobre. Los factores de dilución de 0.2 pueden ser agudamente letales para los invertebrados, por ejemplo durante la estación seca (mayo – octubre) cuando se espera que las concentraciones sean las mayores, pues la dilución potencial será baja. Se espera que las concentraciones estén en niveles que puedan producir efectos subletales en peces, zooplancton y algas. Asimismo, se espera que estos efectos se presenten en un punto no determinado aguas abajo, junto a la Quebrada Canrash, debajo de la confluencia de la Quebrada Pampa Moruna y Quebrada Callapo.

En consecuencia, manteniendo un factor de dilución de dos, se protegerá la calidad del agua aguas abajo y se requeriría que se detenga la descarga durante la estación seca.

#### **Durante la operación**

Las concentraciones de cobre y zinc pronosticadas en la Quebrada Pampa Moruna, inmediatamente aguas abajo de la confluencia con la Quebrada Antamina, sugiere que los valores podrían no serán tóxicos a la biota acuática.

Las concentraciones de parámetros modelados demostró un incremento gradual desde el primer año modelado (año cinco de iniciada la operación) a subsecuentes años modelo (los valores fueron los más altos durante el cierre). Consecuentemente, la diversidad y abundancia biológica no se espera que sean mesurablemente reducida a lo largo de la Quebrada Pampa Moruna.

#### **II.4.3.2 Efectos tóxicos pronosticados de los efluentes del depósito de relaves en el sistema Ayash**

Las concentraciones de cobre y zinc pronosticadas en los efluentes del depósito de relaves están a niveles que no se espera causen mortalidad aguda o crónica a los peces. Los efectos subletales en algunas biotas puede ocurrir inmediatamente debajo de los depósitos de relaves, pero no podría ser detectable cerca al pueblo de Ayash.

Se espera que los cambios en la diversidad biológica y abundancia no sean medibles aguas abajo de la Quebrada Tucush.



## REFERENCIAS

Alabaster, J.S. and R. Lloyd. 1982. Water Quality Criteria for Freshwater Fish. 2nd Edition. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Butterworths, London. 361 pp.

BC Environment. 1995. Approved and working criteria for water quality, 1995. Water Quality Branch, Environmental Protection Department, Ministry of Environment, Lands and Parks.

BC Research. 1998. Toxicity testing and water quality analyses on Antamina samples. Prepared by Aquatic Toxicology Group, BC Research Inc. Project No. 2-11-822.

Calamari, D. and R. Marchetti. 1973. The toxicity of mixtures of metals and surfactants to rainbow trout (*Salmo gairdneri* Rich.). Water Res. 7: 1453.

Chakoumakos, C. *et al.* 1979. The toxicity of copper to cutthroat trout (*Salmo clarki*) under different conditions of alkalinity, pH and hardness. Environ. Sci. Technol. 13: 213.

CCME. 1996. Canadian Water Quality Guidelines. May 1996. Prepared by the Task Force on Water Quality Guidelines of the Canadian Council of Ministers of the Environment. Environmental Quality Guidelines Division, Inland Waters Directorate.

Eisler, R. 1989. Molybdenum hazards to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic review. U.S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service. Biological Report 85 (1.19).

Erickson, R.J., C.F. Kleiner, J.T. Fiandt and T.L. Highland. 1997. Effect of acclimation period on the relationship of acute copper toxicity to water hardness for fathead minnows. Environmental Toxicology and Chemistry 6(4):813-815.

Goettl, J.P. *et al.* 1972. Water pollution studies. Colorado Fish Res. Rev. No. 7, 36. Div. Game, Fish and Parks, Ft. Collins, Colorado.

Holcombe, G.W. and R.W. Andrew. 1978. The acute toxicity of zinc to rainbow and brook trout: Comparisons in hard and soft water. EPA-600/3-78-094. U.S. Environmental Protection Agency, Duluth, Minnesota.

Howarth, R.S. and J.B. Sprague. 1978. Copper lethality to rainbow trout in waters of various hardness and pH. Water Research 12:455-462.

Ramamoorthy, S. and E.G. Baddaloo. 1995. Handbook of Chemical Toxicity Profiles of Biological Species, Volume 1, Aquatic Species. Lewis Publishers, Boca Raton. 386 pp.

Roch, M., P. Noonan and J.A. MCarter. 1986. Determination of no effect levels of heavy metals for rainbow trout using hepatic metallothionein. *Water Research* 20:771-774.

Sinley, J.R., J.P. Goettl and P.G. Davies. 1974. The effects of zinc on rainbow trout (*Salmo gairdneri*) in hard and soft water. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 12:193-201.

Solbe, J.F. de L.G. 1974. The toxicity of zinc sulfate to rainbow trout in very hard water. *Water Res.* 8: 389.

Spear, P. 1977. Copper accumulation kinetics and lethal tolerance in relation to fish size. M.S. Thesis. Concordia University, Montreal, Canada.

US EPA. 1980. Ambient water quality criteria for zinc. Criteria and Standards Division, US EPA. EPA-440/5-80-079.

US EPA. 1985. Ambient water quality criteria for copper. -1984. Criteria and Standards Division, US EPA. EPA-440/05-84-031.

US EPA. Quality Criteria for Water 1986. United State Environmental Protection Agency. EPA 440/5-86-001.

Woodall, C., N. Maclean and F. Crossley. 1988. Responses of trout fry (*Salmo gairdneri*) and *Xenopus laevis* tadpoles to cadmium and zinc. *Comparative Biochemistry and Physiology* 89C: 93-99.