

Decodificando el Cianuro

Una Evaluación sobre los Portillos Asociados
con la Regulación del Cianuro en las Minas

Una Entrega de la Unión Europea y del
Programa de las Naciones Unidas para el Medio
Ambiente

Dr. Robert E. Moran
22 de Febrero del 2002

**Patrocinado por el Observatorio Helénico de la Minería,
Ecotopia, CEE, Bankwatch, FOE Europa, FOE Hungría (MTVSz),
FOE República Checa (Hnutí DUHA), Food First Information and
Action Network (FIAN), Observatorio de la Minería del Reino
Unido, y el Centro de Políticas Minerales.**

Prefacio

El cianuro es un químico eficiente tanto en la extracción del oro a partir de yacimientos minados, como por su letalidad. Es un químico letal para los humanos en pequeñas cantidades, al punto que una cucharadita con un 2% de solución cianurada puede ocasionar la muerte

Los químicos para el procesamiento minero como el cianuro han hecho rentable el minado de yacimientos de bajo contenido. Tales yacimientos no hubiesen sido minados en el pasado. Sin embargo, este método de minería, mediante el uso de grandes cantidades de cianuro para la remoción de partículas diminutas de oro a partir de enormes cantidades de yacimientos o de roca triturada, está generando cada vez mayores controversias. Debido a una sucesión de derrames y accidentes, existe una creciente preocupación acerca de los impactos sobre el ambiente, la salud humana y los derechos humanos asociados con las operaciones mineras que utilizan el cianuro. Las minas que usan el cianuro como un agente procesante, a menudo conllevan la generación de conflictos sobre el uso de la tierra y de los recursos naturales como el agua. Muy frecuentemente las minas de oro de este tipo, provocan violaciones a los derechos humanos, como lo son el desalojo forzoso, la destrucción de la tierra y la contaminación del agua, por ende, privando a las comunidades y a la gente de la mismísima base de su existencia (agua limpia, tierras para la agricultura, bosques y pesca). La historia reciente de derrames de cianuro, está generando una creciente preocupación pública sobre la potencial ocurrencia de más derrames y accidentes, lo que conllevaría a problemas masivos de contaminación de aguas. Como respuesta, una serie de acciones judiciales han prohibido prácticas mineras mientras que otras buscan implementar prohibiciones similares.

Frecuentemente, los representantes mineros, las asociaciones de comercio e industria y los gobiernos, intentan desechar estas preocupaciones públicas sobre el cianuro y sus impactos. Argumentan que las minas que utilizan procesos modernos de cianuro, pueden ser, y son, bien manejadas. Ellos sostienen que las compañías responsables no contaminarán. Inclusive sostienen que a las compañías responsables debería permitirseles que autorregulen sus operaciones mineras.

Desafortunadamente, los registros existentes no sostienen estos argumentos.

Las preocupaciones públicas se sustentan en la creciente evidencia de que muy a menudo las cosas salen mal, aún cuando las compañías afirman contar con buenos sistemas de manejo en regla.

Más importante aún, tal y como quedará demostrado en este reporte, la mayoría de lo que la industria y los gobiernos han propuesto sobre el manejo del cianuro se queda corto. Estos "códigos" o regulaciones son erróneos a la hora de abordar aquellos asuntos que más preocupan al público. Aspectos como la protección de los recursos de la tierra, las comunidades y los recursos hídricos. Discutiblemente, los "códigos" vigentes y las propuestas reguladoras abonan al *lavado verde* en el

que tanto los gobiernos como las compañías mineras aparentan abordar los aspectos ambientales, cuando de hecho no lo hacen.

En el centro de cualquier discusión legítima sobre la regulación de la minería, debe estar el aspecto asociado con el consentimiento público. Los patrocinadores de este reporte (El Observatorio Helénico de la Minería, Ecotopia, CEE Bankwatch, FOE Europa, FOE Hungría (MTVSz), FOE República Checa (Hnutí DUHA), Food First Information and Action Network (FIAN), MineWatch Reino Unido, y el Centro de Políticas Minerales apoyan los derechos de las comunidades para tomar sus propias decisiones sobre si quieren o no minería a gran escala, y si así es, bajo que condiciones. En algunos casos esto ha llevado a que las comunidades y los gobiernos simplemente prohíban las minas que utilicen cianuro en sus procesos. Bajo ninguna instancia se debería forzar a ninguna comunidad a aceptar un proyecto que no quieren, los riesgos son demasiado altos.

Nota: Las opiniones expresadas en este prefacio son de los promotores del proyecto.

Resumen Ejecutivo

Las siguientes recomendaciones y conclusiones fueron extraídas del análisis y evidencia suministradas en el desarrollo de este reporte. A pesar de las afirmaciones que establecen lo contrario, la evidencia demuestra que los reguladores, y la industria, no han sido capaces todavía de abordar adecuadamente los aspectos principales de preocupación pública que surgen como resultado del uso del cianuro (CN) en las operaciones mineras, como las que se describen a continuación. Esto es cierto para aquellos esfuerzos que se realizan en la actualidad, patrocinados por el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA) y el ahora desaparecido Consejo de las Naciones Unidas para los Metales y el Medio Ambiente (ICME en inglés) para desarrollar un “código” para el manejo del cianuro.

- Los desechos mineros deberían ser regulados del mismo modo en que los desechos químicos e industriales son regulados. Datos suministrados por la Agencia para la Protección Ambiental de EEUU (US EPA) señalan que la industria minera es la mayor generadora de descargas tóxicas en los Estados Unidos.
- El público necesita estudios y monitoreos **independientes**. Incluso el proceso de desarrollo del código del cianuro es mayormente financiado y conducido por la industria – por lo que da su propia perspectiva en gran medida. Como evidencia de sus propias deficiencias, el código deja claro que no existe una respuesta apropiada para atender emergencias como la ocurrida en el accidente de Baia Mare.
- En estos momentos, desconocemos si numerosos compuestos de cianuro se encuentran presentes en los desechos mineros o no y en qué concentraciones. Las respuestas a muchas preguntas sobre la presencia, persistencia y toxicidad del cianuro y de compuestos afines en el ambiente, son aún carentes.
- El monitoreo se debe ampliar con el fin de incluir varias formas de CN: DAD-CN, CN totales, tiocianatos, cianatos, y cianuros orgánicos. Tal monitoreo debería también incluir una extensa gama de metales y no metales.
- Se requieren estudios independientes sobre la toxicidad, para evaluar los impactos sobre las comunidades humanas, animales y vegetales, especialmente en especies acuáticas.
- Las respuestas a numerosos problemas analíticos y de muestreo requieren ser evacuadas con relación al cianuro y compuestos relacionados.
- Los entes reguladores deben implementar la necesidad de recolectar datos de base estadísticamente significativos (aguas, suelos, biota) de modo que los cambios e impactos se puedan detectar.
- Incluso con la aplicación de procedimientos que implican el uso de contenedores de lixiviación, problemas significativos continuarán existiendo en el transcurso de las fases post-cierre. Esto requerirá de una responsabilidad y manejo verdaderos a largo plazo.

- Se deben realizar esfuerzos orientados a minimizar o prevenir la generación de desechos mineros saturados de agua.
- Muchas de las conclusiones aceptadas sobre la geoquímica de los sistemas de lixiviación de cianuro son ciertos para aquellos ambientes áridos, pero no han sido probados mayoritariamente para ambientes húmedos.
- Los procesos para la destrucción del cianuro disminuyen las concentraciones de muchas formas de cianuro, pero no todas, varios constituyentes tóxicos permanecen.
- Los desechos cianurados cuentan con el potencial de impactar negativamente el alcantarillado municipal y los procesos de tratamientos de aguas, lo que potencialmente ocasionaría un incremento en la ingesta humana de sustancias tóxicas.
- Se deben realizar estudios ambientales económicos independientes sobre la minería.
- Se requieren implementar medidas de seguridad financiera aplicables por ley, con base en evaluaciones económicas independientes.

Introducción

Propósito y Alcance

Este documento aborda comentarios técnicos sobre aspectos ambientales alusivos al uso del cianuro en la industria de minería metálica. Muchos de los comentarios atañen a los variados procesos del lixiviado de cianuro utilizados en la extracción del oro y plata. Sin embargo, el cianuro es también utilizado como uno de los reagentes de flotación para separar varios metales en yacimientos que contienen múltiples elementos, por ejemplo, para separar el cobre del molibdeno y el selenio, etc.

Muchos de estos aspectos han sido previamente abordados en documentos elaborados por Moran y son citados en las referencias. El siguiente reporte, preparado como una entrega de la Unión Europea (UE) y del Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA), se extiende en algunos de estos temas.

Antecedentes

La minería produce tremendas cantidades de desecho sólido (roca de desperdicio, yacimientos explotados, relaves), los cuales contienen químicos del proceso, metales de desecho, y otros componentes tóxicos. La EPA de los EEUU afirma en su Inventario de Descargas de Tóxicos (TRI en inglés) para el 2001, que la industria minera es la mayor fuente de descargas tóxicas en EEUU (U.S. EPA, 2001). En 1999, descargó aproximadamente 3.98 billones de libras de materiales tóxicos, más de la mitad de todas las descargas tóxicas (7.8 billones de libras) emitidas en los Estados Unidos ese año.

Hallazgos

El Informe Korte

Ha habido mucha discusión sobre los comentarios preparados por el Profesor Korte con relación al uso del cianuro en la minería. De hecho, parte del futuro dialogo patrocinado por la UE se centra en los hallazgos del Profesor Korte. El autor concuerda con varios comentarios importantes emitidos por el Prof. Korte y sus colegas en el informe que la UE estará considerando (Korte y otros, 2000). Lo más importante, es que la minería de lixiviado de cianuro utiliza una combinación de procesos químicos y físicos. Como tal, el cianuro debería ser regulado de forma similar a otros procesos químicos e industriales.

La UE y el Público Necesitan Fuentes “Independientes” de Información

Una de las barreras más grandes para la toma de decisiones reguladoras inteligentes con relación a las operaciones de lixiviación con cianuro, es la carencia generalizada de información analítica detallada, así como las numerosas preguntas sin responder sobre la presencia, persistencia y toxicidad de estos muy complicados desperdicios en el ambiente. Con seguridad, la literatura disponible

contiene montones de información, pero generalmente es imprecisa en reportar los detalles químicos necesarios para entender estos aspectos adecuadamente.

Esta situación refleja de hecho que, en gran parte del mundo, las actividades ambientales mineras son en gran medida auto-monitoreadas. Al mismo tiempo, la industria se ha convertido en la fuente principal de investigación en sustancias tóxicas –de ahí que el trabajo es presentado desde una perspectiva industrial, y no desde una perspectiva primordialmente orientada a responder preguntas cuyo enfoque sea la protección del público en general o del ambiente. Antes de inicios de los ochenta, era común encontrar muchos estudios de investigación útiles sobre la presencia y toxicidad de las formas de cianuro, financiados con dineros de investigación gubernamentales, de tal forma que se encontraba disponible una perspectiva ambiental más balanceada. Los siguientes representan unos cuantos ejemplos de estudios iniciales de utilidad que discutieron la presencia y toxicidad de las formas de cianuro muy directamente: Doudoroff, P. (1976), Broderius, S.J., y L.L. Smith, Jr. (1980), Heming, T. y R.V. Thurston (1985), Scott, J. S. y J. Ingles (1981). La mayoría de estos estudios fueron realizados por agencias gubernamentales. Hoy en día, desafortunadamente, la mayoría de la literatura visible sobre minería y cianuros proviene de fuentes industriales, o de esfuerzos conjuntos entre el gobierno y la industria, ejecutados en su mayoría por científicos e ingenieros de la industria de minerales o afiliados a los negocios financiados por la industria. Ahora es relativamente raro encontrar estudios sobre investigaciones mineras que sean realmente independientes y que sean presentados con una amplia perspectiva ambiental.

El Código Industrial del Cianuro

Posterior al derrame de Baia Mare y varios incidentes ambientales más que implicaban el uso del cianuro, una asociación financiada por la industria minera y dedicada a la investigación de la minería, el Consejo Internacional sobre Metales y Ambiente (ICME en inglés), junto con el Programa de las Naciones Unidas para el Ambiente (PNUMA) organizaron una serie de encuentros en un esfuerzo orientado a preparar un “código” para el cianuro, con el objetivo de describir las prácticas de “mejor uso”.

Desafortunadamente, este proceso ha sido financiado principalmente por la industria, y es en gran medida, controlado por la misma industria. Incluso los participantes del equipo del PNUMA provienen en gran parte de posiciones patrocinadas por la industria. Por lo tanto, el borrador del “código” (PNUMA/ICME, 2002) refleja, predominantemente, lo que es mejor para la industria, no el interés del ambiente o del público. El autor teme que los resultados del proceso fallido patrocinado por el PNUMA, generará impactos en la toma de decisiones de la UE. (Nota: ICME es una instancia desaparecida y ha sido reemplazada por una nueva asociación de comercio industrial, el Consejo Internacional para la Minería y los Metales –ICCM por sus siglas en inglés.)

Seguramente existen algunas prácticas positivas recomendadas en el borrador elaborado por el PNUMA. No obstante, el borrador insiste en recomendar el monitoreo ambiental que tan sólo se enfoca en el análisis de cianuros disociables

en ácidos débiles DAD, por lo que omite evaluar muchas otras formas tóxicas de cianuro. Increíblemente, el borrador (Sección: Estándares de Práctica 4.5, pp. 15) establece que las descargas directas e indirectas en aguas superficiales pueden contener hasta 0.50 mg/L de cianuros DAD. Aparte de recomendar un proceso analítico (el de DAD) que es impreciso en la detección de muchas de las especies tóxicas de cianuro, tal concentración sería letal para la mayoría de la vida acuática en muchas formas. Esto es difícilmente preventivo y más bien embona dentro de las sanciones de PNUMA/ICME para la destrucción de la vida acuática.

Además, el Código emite recomendaciones sobre los cianuros libres (de nuevo, en la sección sobre Estándares de Práctica 4.5), donde se afirma que una concentración de cianuros libres inferior a 0.022 mg/L aguas debajo de cualquier zona de mezcla establecida, es aceptable. En algunos ambientes esta concentración sería tóxica para muchas especies sensibles.

Más importante aún, los expertos más objetivos coincidirían en que no existen métodos analíticos confiables para analizar los Cianuros Libres (C. Johnson, US Geological Survey; G. Miller, U. de Nevada). Los autores entonces agregan una frase muy conveniente, que “el límite de cuantificación más bajo (LCB) alcanzable para el análisis del cianuro en la mayoría de los laboratorios es 1 mg/l” La mayoría de los laboratorios comerciales de alta calidad, de hecho, reportan reproduciblemente concentraciones que oscilan entre 5 y 10 µg/L (0.005 to 0.01 mg/L). De este modo, el reporte es falso en aseverar que “la mayoría de los laboratorios” no pueden alcanzar este estándar.

Claramente el Código no está siendo particularmente preventivo o preciso cuando recomienda (Estándares de Prácticas 4.4, pg 14) que las concentraciones de CN-DAD de hasta 50 mg/L en aguas abiertas son aceptables en cuanto a la salvaguarda de la vida salvaje y el ganado. Hay muchos ejemplos donde numerosas aves y otros animales han muerto a menores concentraciones.

Varias afirmaciones del código en cuanto a la respuesta a emergencias, son extremadamente relevantes para los propósitos de la UE. Por ejemplo, en Estándares de Prácticas 7.5, pg 29, si se lee con cuidado, uno concluye correctamente “que no hay opciones seguras ni efectivas para tratar el cianuro una vez que ha entrado en contacto con las aguas naturales superficiales como lo son los arroyos y los lagos.” Por lo tanto, debería ser responsabilidad de una institución pública, como el PNUMA o la UE, tomar un enfoque precautorio sobre el cianuro.

Es de la mayor importancia señalar que el apego a este código ha sido propuesto para que sea voluntario.

La experiencia nos muestra que es improbable que la industria minera, con su problemático registro en el manejo del cianuro, sea capaz de autoregularse de manera efectiva.

Contenidos Químicos de Aguas y Suelos Afectados

A la fecha, desconocemos si numerosos compuestos cianurados se encuentran presentes en los desechos mineros o no (aguas, sólidos), y a qué concentraciones. Contrario a la renuencia común de las industrias, las respuestas a muchas preguntas sobre la presencia, persistencia, y toxicidad del cianuro y compuestos relacionados en el ambiente siguen sin responderse –o al menos al público.

- **Los Desechos de la Lixiviación de Cianuro son Químicamente Complejos**

Los desechos generados en el lixiviado de cianuro para la obtención del oro, son bastante complicados químicamente, al contener fluidos con elevadas concentraciones de sedimentos; cianuros y compuestos de la descomposición del cianuro (como los cianuros libres, los complejos metalocianurados, cianatos, tiocianatos, amoníaco, posiblemente compuestos organocianurados, cianógeno, cloruro de cianuro y cloraminas); numerosos metales (por ejemplo, arsénico, cadmio, cobalto, cobre, hierro, plomo, manganeso, níquel, selenio, plata, mercurios molibdeno, vanadio, zinc); no metales (sulfatos, cloruros, fluoruros, nitratos, y carbonatos podrían todos encontrarse a elevadas concentraciones); constituyentes radioactivos (como el uranio, radio, alfa y beta); compuestos orgánicos; y elevados pH (El ambiente de pH elevado en los desechos cianurados hace que muchos metales sean más móviles, de ahí que sea común para tales desechos tener radioactividades y concentraciones metálicas elevadas). Comúnmente, ni los entes reguladores ni el público son conscientes de los componentes químicos reales o las concentraciones de tales desechos.

La información públicamente disponible del derrame de Baia Mare reportó tan sólo los cianuros totales, y determinaciones seleccionadas de cobre, manganeso, hierro, plomo y zinc –para las muestras de río. Ningún análisis detallado de los líquidos de desecho del procesamiento del oro se hicieron públicos. No se reportaron mediciones de campo (Temperatura, conductividad específica, o pH). Tales mediciones son, en algún modo, la información más útil para entender dicho derrame.

- **Los Análisis de Rutina pueden Esconder más de lo que Revelan**

La obtención de datos confiables de las variadas formas de cianuro y compuestos relacionados en agua y suelos, puede ser difícil y confusa. Hay un desacuerdo entre los expertos sobre como se deberían recolectar y preservar las muestras, y existe una mayor incertidumbre aún sobre que formas específicas de cianuros están siendo determinadas a través de las diferentes técnicas analíticas. Sin embargo, si uno lee el borrador del “Código” del Cianuro, ¡la mayoría de estas dificultades desaparecen!

Por ejemplo, uno puede recolectar muestras de aguas contaminadas, las cuales, cuando son analizadas, muestran cantidades menores a las detectables de cianuros DAD o totales. No obstante, si las mismas aguas son analizadas usando técnicas específicas para determinar, por ejemplo, cianato, tiocianato, complejos metalocianurados, etc., se pueden detectar concentraciones significativas (Moran,

1999, Johnson, *et. al.*, 2000a y b). De este modo, si solo se llevan a cabo las determinaciones para cianuros totales – como lo fue en el reporte en Baia Mare- la descomposición real de los productos de la descomposición del cianuro se pueden obviar (ver Moran 1998, 2000, 2001a, y Johnson, *et. al.*, 2002 para mayores detalles).

Es también importante notar que el tiocianato y muchos de los complejos metalocianurados se pueden convertir en cianuros libres una vez expuestos a la luz solar. Debido a que la luz solar puede descomponer los complejos metalocianurados, liberando cianuros libres y metales, las concentraciones medidas pueden variar dependiendo de la hora del día en el que las muestras fueron recolectadas (Grimes, *et.al.*, 2000; Johnson, *et. al.*, 2002).

Las concentraciones más elevadas han sido observadas bajo condiciones de mayor luz. Por lo tanto, la escogencia de la hora del muestreo puede ser de bastante importancia.

Como se mencionó con anterioridad, no existe una técnica analítica confiable para determinar los cianuros libres.

Claramente hay una gran necesidad de aumentar el monitoreo de los desechos mineros para reportar formas adicionales de CN. Estos deberían incluir: DAD CN, CN totales, tiocianatos y cianatos. Se requiere la ejecución de monitoreos adicionales para determinar la presencia de complejos metalocianurados y compuestos organo-cianurados en los desechos mineros. Obviamente, estos estudios también necesitarían ser monitoreados para una amplia gama de metales y no metales. Tal información debe venir de fuentes independientes de la influencia industrial.

Puede que no existan laboratorios analíticos locales de alta calidad, lo que hace que la supervisión reguladora y la evaluación de los desechos mineros sean incompletas. Los laboratorios locales pueden no ser capaces de llevar a cabo muchas de las determinaciones requeridas. Del mismo modo, los análisis “completos” son caros. De ahí que los reguladores a menudo no solicitan a las compañías que lleven a cabo tal monitoreo – por lo tanto, sinceramente no entendemos las complejidades y los riesgos asociados con tales desechos.

- **El Comportamiento Geoquímico es Pobremente Conocido**

¿Como es que estos desechos se “comportan” geoquímicamente? Muchos aspectos sobre el comportamiento geoquímico y la toxicidad de la mezcla de tales compuestos, son pobremente conocidos. Por ejemplo, la literatura sobre minería frecuentemente establece que el cianuro se descompone rápidamente en condiciones naturales, en la presencia de la luz solar, en sustancias inocuas y no tóxicas. Un reporte reciente patrocinado por las industrias mineras y manufactureras de cianuro (Logsdon, M.J., *et. al.*, 1999) manifiesta que: “Ya que el cianuro se oxida cuando se expone al aire o a otros oxidantes, se descompone y no persiste. Mientras que se trata de un veneno mortal cuando es ingerido en una dosis lo suficientemente alta, no ocasiona problemas ambientales o de salud crónica cuando se encuentra presente en concentraciones bajas.” Esta afirmación es engañosa y presenta una falsa imagen benigna.

Primero, el cianuro tiende a reaccionar efectivamente con muchos otros elementos y moléculas químicos para formar, como mínimo, cientos de compuestos diferentes (Flynn and Haslem, 1995). A muchos de estos compuestos de la descomposición del cianuro, mientras que generalmente son menos tóxicos que el cianuro, se les conoce por ser tóxicos para los organismos acuáticos, y persisten en el ambiente por periodos significativos de tiempo. Adicionalmente, existe evidencia de que algunas variedades de estos compuestos se pueden acumular en los tejidos vegetales (Eisler, 1991) y pueden ser crónicamente tóxicos para los peces (Heming, 1989; y muchos otros estudios discutidos en Moran, 1999). No obstante, las agencias reguladoras no solicitan a los operadores mineros monitorear estos compuestos tóxicos relacionados con el cianuro. Por lo tanto, mientras mucho del cianuro utilizado en los sitios de procesamiento de minerales efectivamente se descompone, ya sea como resultado de la descomposición natural o como resultado de los múltiples procesos de tratamiento a veces empleados, cantidades significativas del cianuro original generan otros compuestos potencialmente tóxicos que pueden persistir por prolongados periodos y son omitidos en el monitoreo.

Segundo, hay un desacuerdo considerable sobre el porcentaje de cianuro que efectivamente se volatiliza en el aire. Estudios recientes efectuados por el U.S. Geological Survey (Johnson, *et. al*, 1999, 2000a y b, 2002) indican que la mayoría del cianuro original en yacimientos explotados (lixiviados) se ha convertido en otras formas tóxicas, como los complejos metalocianurados, cianatos, tiocianatos. Muchos de los complejos metalocianurados pueden permanecer estables en yacimientos lixiviados por décadas.

Los cianatos y tiocianatos son estables en los líquidos del proceso por periodos indefinidos de tiempo, pero las observaciones de la industria sugieren que pueden estar presentes por al menos semanas o meses –dependiendo de la temperatura, la cantidad de luz solar, y la presencia de microbios específicos. [Plumlee, *et. al.*, 1995, argumenta que las muestras que todavía contenían concentraciones significativas de tiocianato al menos uno o dos años más tarde después de que el uso activo de cianuro había cesado.] Es mucho más factible que estos persistan si se liberan en el ambiente durante el invierno cuando los lagos y los ríos pueden estar cubiertos de hielo o nieve, con menos luz solar disponible, y bajo menores temperaturas. Regiones con elevadas precipitaciones y nubosidad persistente también cuentan con tasas restringidas de destrucción natural de cianuro (Environment Australia, 1998).

La mayoría de las aseveraciones acerca de los procesos geoquímicos e hidrogeológicos que ocurren en los desechos lixiviados de cianuro provienen de estudios efectuados en regiones áridas. La infraestructura de lixiviación operada en ambientes húmedos a menudo crea problemas muy diferentes.

La toxicidad del cianuro y de los productos de su descomposición en sitios mineros para la extracción de oro, es más significativa para los organismos acuáticos, especialmente para los peces. Por ejemplo, los peces mueren bajo

concentraciones de cianuro estimadas en el *rango del microgramo por litro*, dependiendo de las especies específicas de peces de las que se trate. Detalles adicionales sobre la toxicidad de varias formas de cianuro se presentan en Moran (1999) y sus referencias asociadas.

El reporte del PNUMA sobre Baia Mare indica que las elevadas concentraciones de cianuros totales fueron detectadas, como mínimo, a cientos de kilómetros aguas abajo, por hasta cuatro semanas después de ocurrido el derrame en Baia Mare. Claramente, el cianuro total en el Río Tisza no se descompuso rápidamente.

Una descarga autorizada de soluciones en montículos lixiviados de Beale, Montana, un sitio en EEUU, provee un ejemplo ilustrativo sobre las incertidumbres. Aquí, los reguladores estatales otorgaron permiso para la deposición de estos fluidos en tierras cercanas, creyendo que éstos no eran tóxicos con base en las concentraciones bajas de cianuros DAD (lo cuál se ajustaba a las regulaciones). En cuestión de cuatro días, los efectos tóxicos empezaron a notarse en las plantas expuestas (comunicación verbal, C. Rusell, US EPA).

Los análisis de toxicidad de plantas indicaron que el constituyente más tóxico en las soluciones lixiviadas descargadas fue el tiocianato, el cual se encontró en concentraciones de 200 a 400 mg/L (Dr. G. Miller, Univ. of Nevada). Por supuesto que utilizando la información sobre CN DAD para aprobar esta descarga fue inútil, ya que la información no suministró indicios de la presencia de tiocianatos tóxicos. [El uso del tiocianato de amoníaco como un agente extremadamente tóxico para la eliminación de malezas, fue constatado en la literatura desde 1948 (Frear, 1948).] Estas conclusiones son claramente relevantes a los sitios mineros cercanos a las zonas agrícolas, áreas forestales o a cualquier terreno con especies vegetales sensibles.

Hay una gran necesidad de estudios “independientes” para definir el “comportamiento” bio-geoquímico de los compuestos dentro de o cerca de estos desechos.

Por ejemplo, casi nada se encuentra públicamente disponible sobre la existencia de compuestos organo-cianurados en los sitios mineros. Estos esfuerzos también deberían investigar más la magnitud a la cual los cianuros libres se liberan de muchos otros compuestos relacionados con el cianuro, como los complejos metálicos y los tiocianatos.

- **Los Estudios sobre Toxicidad a Largo Plazo son Considerablemente Deficientes**

Resulta común leer afirmaciones como que: “No existe evidencia que demuestre que el cianuro (y otras sustancias tóxicas) ocasione toxicidad crónica en los organismos acuáticos (o en humanos).” Muchas afirmaciones como estas a menudo se hacen con relación a la toxicidad crónica del cianuro (y muchos metales). En la mayoría de los casos, lo que esto en verdad significa es que los estudios a largo plazo no han sido ejecutados, así que, es técnicamente cierto afirmar que la evidencia no existe. Incluso el “código” del cianuro (Apéndice F)

hace mención a la toxicidad crónica en humanos a través de la ingestión de plantas cianogénicas. ¿Por qué haría uno la aseveración simplista de que la exposición a largo plazo de los trabajadores mineros o de residentes cercanos (u otros organismos) a cianuros inorgánicos sería inofensiva?

¿Qué incentivo hace que la industria lleve a cabo tan caros, y potencialmente perjudiciales, estudios? ¿Los desechos mineros (sólidos y líquidos) generan impactos tóxicos a las plantas terrestres y acuáticas, a los animales y a los humanos? Se necesita llevar a cabo estudios verdaderamente independientes y a largo plazo sobre toxicidad antes de que se le pueda asegurar al público que los desechos lixiviados de cianuro son benignos.

Tecnologías de lixiviado: Montículo Versus Contenedor

Las dos técnicas predominantes que utilizan cianuro en la recuperación de metales preciosos, son los procedimientos de lixiviado de montículos y de lixiviado en contenedores. Los detalles del proceso de cada uno se describen en numerosos documentos técnicos (i.e. Logsdon, *et.al.* 1999). En general, los impactos ambientales principales son bastante similares, especialmente si consideramos los impactos a largo plazo. Ambos procesos son susceptibles a derrames imprevistos de cianuro concentrado y otros agentes.

Durante las fases de **operación**, la principal debilidad ambiental de la lixiviación de montículos involucra las fugas o los derrames de los fluidos provenientes de la infraestructura de procesamiento (los rellenos de montículos lixiviados y las lagunas de solución), y la toxicidad y peligro para los organismos vivientes si éstos entran en contacto con los líquidos en estas lagunas expuestas a la intemperie. Las fugas y las descargas no controladas o derrames presentan el problema más significativo y costoso, ocasionando la contaminación de las aguas superficiales y subterráneas.

La lixiviación en contenedores, por otra parte, se lleva a cabo en el interior de contenedores sellados, el oro es extraído en una planta, y una mezcla de desechos sólidos y líquidos, relaves, son descargados en un sistema anegado de relaves, el cuál es usualmente surcado. Algo de la solución de los relaves es reciclado para su reutilización, y en varias plantas estas soluciones reciben algún tipo de tratamiento. De modo que cuando la lixiviación en contenedores está en operaciones, los aspectos ambientalmente sensibles a menudo implican fugas de los reservorios de relaves, y la toxicidad para las aves u otros organismos si estos entran en contacto con las aguas de los relaves. Desde un punto de vista ambiental, puede que haya preferencia por el sistema de lixiviado en contenedores, principalmente porque no involucran lagunas de procesamiento de soluciones a la intemperie, y algunos de los líquidos de los relaves pueden ser tratados. Sin embargo, las soluciones de cianuro más elevadas son a menudo utilizadas en infraestructuras para el lixiviado en contenedores. Las técnicas de lixiviación en contenedores podrían mejorarse a través de la deposición esencialmente seca de los relaves.

La industria minería a menudo dice que no habrá fugas de las infraestructuras modernas de relave porque estas serán cercadas con membranas sintéticas. Por tal motivo, es que a menudo se les denomina “instalaciones de cero descarga” –lo cuál implica, para el ciudadano promedio, que no habrá descargas. Desafortunadamente, esto es una exageración obvia; todos los bordes presentan fugas en cierto modo. Esto es bien reconocido dentro de la comunidad profesional. Tales derrames pueden ser muy significativos si los bordes de las membranas no fueron colocados correctamente. Los bordes sintéticos de dichas instalaciones son normalmente emplazados mediante el uso de equipo mecánico pesado que pasa por encima de los bordes, generando agujeros en los materiales sintéticos. Aún cuando son instalados correctamente, pequeñas cantidades de fugas pueden producir impactos significativos si éstas ocurren durante periodos prolongados. El manejo de fugas potenciales se hace aún más difícil una vez que la mina se clausura. Se podría requerir la continuidad de algún tipo de actividades para el manejo de aguas a *perpetuidad* después de la clausura de la mina.

Después del cierre de la infraestructura minera, sin importar los procesos de lixiviado utilizados, enormes cantidades de desechos sólidos potencialmente tóxicos permanecen en el sitio. Estos desechos sólidos son una combinación de toneladas de metales, no-metales, sales, y reagentes químicos, junto con partículas de rocas inertes. Los desechos contienen grandes cantidades de constituyentes que son potencialmente *lixiviables* en el ambiente si las cantidades adecuadas de agua entran en contacto con los desechos. Estos lixiviados pueden ser ya sea ácidos o alcalinos, dependiendo de la geoquímica de los yacimientos. A la larga, es factible que sea mucho más difícil prevenir exitosamente la descarga de lixiviados inaceptables en áreas con elevadas precipitaciones que en regiones áridas.

Claramente existen opciones que minimizarán la tendencia a formar lixiviados tóxicos como sería el sellado, la reorientación de las fuentes de agua, la construcción de sistemas de descarga, etc. No obstante, se debe enfatizar que estas obras pueden requerir un manejo de desechos esencialmente perpetuo –a pesar de que las operaciones pueden permanecer activas por tan sólo 10-15 años, a menudo por menos tiempo.

Técnicas Comúnmente Utilizadas en la Destrucción del Cianuro: ¿Qué tan limpias son las aguas tratadas?

Los procesos de destrucción más comúnmente utilizados, son descritos en Smith y Mudder (1993), Mudder (1998), y Flynn y Haslem (1995). Tan sólo dos de estos procesos se discutirán más adelante.

Una técnica de destrucción del cianuro, de interés en Grecia y en otros sitios, es el proceso **INCO**. Este proceso es a menudo utilizado para el tratamiento de yacimientos, que contienen sulfitos de hierro, o donde los complejos ferrocianurados se encuentran presentes en los efluentes en concentraciones significativas. Implica la adición de SO₂, aire, y un catalito de cobre para descomponer el cianuro. Mientras que este proceso efectivamente reduce la

concentración de cianuros libres, genera la formación de muchos otros productos colaterales que pueden ser tóxicos para los organismos acuáticos, como lo son los: tiocianatos, cianatos, sulfatos, amoníaco, nitratos, algunos cianuros libres, y elevadas concentraciones de cobre. Dichos efluentes tratados pueden también contener concentraciones elevadas de otros metales. El proceso INCO también genera grandes volúmenes de lodos ricos en sulfatos de calcio, los cuales aumentan los costos del procesamiento y de disposición final. La mayoría de los sitios mineros canadienses que utilizan el proceso INCO, son capaces de generar efluentes que se ajustan a los estándares de descarga. Sin embargo, muchos de estos efluentes son todavía tóxicos para los organismos en análisis de bioindicadores (ecotoxicológicos) (Dr. George Dixon, toxicólogo, U. de Waterloo, comunicación personal, 1999). Por lo tanto, estas soluciones complejas generan efectos tóxicos que no comprendemos, probablemente como resultado de efectos sinérgicos, o porque contienen constituyentes tóxicos que no están siendo detectados o regulados.

Al igual que el cianato, el tiocianato no es por lo general monitoreado o regulado en la mayoría de los sitios mineros. No obstante, se le reporta como un compuesto tóxico para los peces en concentraciones entre 24 y 70 mg/L de tiocianato, SCN⁻, para la trucha de quebrada. Heming and Blumhagen (1989) reportan que los tiocianatos ocasionan el “síndrome de muerte súbita” en la trucha, parcialmente como respuesta al stress, y debido a que el tiocianato se acumula –contrario a mucho de lo que se había publicado en la literatura con anterioridad. Lanno y Dixon (1994), reportan que los juveniles de la carpa de cabeza ancha mostraron numerosos efectos negativos después de una exposición crónica (124 días) al tiocianato: cambios en el tejido tiroide aparecieron en concentraciones bajas de 1.1 mg/L; efectos reproductivos fueron notorios a concentraciones por encima de 7.3 mg/L, la hipertrofia abierta fue notoria en concentraciones bajas de 7.3 mg/L. Se cree que muchos de estos efectos son ocasionados por la propiedad antitiroide del tiocianato.

Es importante mencionar la **cloración alcalina**, un proceso de destrucción más antiguo, menos favorecido en sitios mineros modernos ya que aparentemente se utilizó como un desesperado intento por tratar porciones de desperdicios de los derrames en Baia Mare y en Kumtor. La cloración alcalina implica la adición de cloro o hipoclorito para descomponer la mayoría del cianuro en cianato. Este proceso sin embargo, genera la producción de un compuesto intermedio altamente tóxico, el cloruro de cianuro, el cuál a su vez se convierte en cianato. Adicionalmente, la cloración alcalina permite la formación de varios complejos metalocianurados estables, y es factible que desencadene la formación de compuestos tóxicos de amoníaco y amoníaco clorados –cloraminas. El cianuro libre se puede liberar cuando los complejos metalocianurados se descomponen al contacto con la luz solar. Los cianatos son tóxicos para la trucha en el rango de los 13-82 mg/L (Ingles y Scott, 1987).

A las cloraminas se les detecta normalmente a través del análisis de cloros residuales. La Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (1986)

establece que los organismos acuáticos de agua dulce no deben estar expuestos a concentraciones totales de cloro residual que excedan los *11-19 microgramos por litro*, y que el amoníaco es tóxico para los peces a concentraciones entre 0.083 y 4.6 mg/L. Por tanto, el amoníaco es tan tóxico para los peces como lo es el cianuro libre.

El hipoclorito es frecuentemente aplicado en los derrames de lixiviados de cianuro en los países en desarrollo –al menos subrepticamente. Por lo tanto, es factible que cantidades indeterminadas de cianatos tóxicos, amoníaco, cloraminas y complejos metalocianurados se formen como resultado de estos intentos miopes por descomponer el cianuro.

Impactos a Largo Plazo

Las reacciones geoquímicas mineras pueden dilatar muchos años en desarrollar impactos sobre la calidad del agua. Mientras que los desechos del lixiviado de oro con cianuro son normalmente alcalinos (pH 10-12), los problemas asociados con el drenaje ácido de roca (DAR) se pueden desarrollar posteriormente.

Debido a que los líquidos del proceso de oro-cianuro se mantienen alcalinos (como en los circuitos de los molinos de cobre), el potencial para el desarrollo del drenaje ácido de roca puede ser obviado. Los yacimientos explotados o los relaves que contienen concentraciones de sulfitos significativas se pueden acidificar después de que los compuestos de amortiguamiento originales y los minerales reaccionan. Estos procesos podrían demorar décadas para que sean perceptibles, y las técnicas geoquímicas estándares para predecir estos resultados, a menudo subestimarán este potencial. Como resultado, algunas situaciones mineras modernas pueden aparentar no tener impactos, cuando de hecho, puede ser demasiado temprano para juzgar. Una vez que tales impactos se desarrollen, empero, éstos pueden continuar por siglos si no son adecuadamente y continuamente supervisados.

Un equipo técnico de la Agencia de Protección Ambiental de EEUU realizó un viaje de asistencia a los sitios de Baia Mare en Abril del 2000. Ellos notaron específicamente (ver el reporte de campo, Larry Reed, 21 de Junio de 2000) que los relaves estaban generando drenajes ácidos de roca. A largo plazo, el DAR probablemente represente un problema de contaminación mucho más costoso que el cianuro y sus productos relacionados. La remediación de problemas asociados con el DAR a largo plazo en los sitios mineros de EEUU, usualmente requiere la construcción y operación de una planta de tratamiento de aguas. En muchos casos, estas plantas deben ser operadas a perpetuidad, y pueden costar desde \$500,000 hasta varios millones de dólares estadounidenses por año en costos de operación, dependiendo de los volúmenes de agua involucrados.

Una de las mayores deficiencias en la mayoría de los estudios mineros, se asocia con la subestimación de los periodos de tiempo en los que el público debería considerar la evaluación de los impactos futuros. Por ejemplo, el drenaje ácido ha permanecido por cientos, e incluso, miles de años en sitios originalmente minados

en la antigua Escandinavia, España y Grecia. Del mismo modo, es una aseveración no probada que los desechos enterrados permanecerán “contenidos” incluso por cien años en el futuro. Ya que la evidencia anteriormente citada genera preocupaciones, el Estado de Nuevo México (En EEUU) recientemente recomendó que las compañías mineras provean de adecuados bonos financieros para el pago del tratamiento de las aguas contaminadas por un periodo de 100 años, después del cierre de la mina (*Moran, R.E. y McLaughlin Engineers, 2001*). Por lo tanto, necesitamos empezar a pensar en el manejo de desechos mineros del mismo modo en que pensamos sobre los riesgos asociados con los desechos radioactivos. Esto significa que, necesitamos evaluar exhaustivamente, y justificar la necesidad potencial de tratar, remediar y manejar estos sitios por décadas o siglos.

¿Donde están los datos de Base?

La minería o la reactivación minera a menudo empieza sin datos adecuados de base *locales* sobre la calidad del agua. Esto es, consistentemente, un problema en casi todos los sitios en los que he trabajado, especialmente, en países en desarrollo. Los operadores pueden haber sido contratados para ilustrar, mediante simulaciones por computador aparentemente sofisticadas, múltiples impactos, pero invariablemente, carecen de datos de base utilizables. Por lo tanto, frecuentemente no es posible establecer las responsabilidades para las presentes y futuras generaciones. Este claramente fue el caso para el derrame de Baia Mare, donde no había disponibilidad de datos recientemente recolectados sobre muestras de calidad del agua, ni de aguas superficiales y subterráneas. Como resultado, no existían parámetros contra los cuales se pudieran comparar los datos del derrame.

Los entes reguladores pueden a veces ser renuentes a solicitar monitoreos costosos antes de que la mina genere algún tipo de flujo de caja. Las deficiencias en la recolección de datos de base adecuados, se ha convertido en un problema cada vez más común –especialmente donde la reactivación minera de aquellos sitios previamente explotados ocurre. La justificación común es que cualquier actividad moderna mejorará la situación anteriormente contaminada, por lo que los reguladores no requieren supervisar el desarrollo de estos datos de base. Por supuesto que la magnitud de la actividad minera moderna, usualmente empequeñece las operaciones históricas, de modo que sus impactos potenciales pueden ser mucho mayores. Los entes reguladores deben poner en efecto la necesidad de recolectar datos de base estadísticamente significativos (agua, suelos, biota) de manera que los cambios puedan ser detectados.

Impactos Indirectos sobre las Aguas Municipales Residuales y el Agua Potable

La utilización del cianuro en el procesamiento mineral producirá impactos ambientales, especialmente donde la infraestructura minera se localice en las cercanías de centros poblacionales. Debido a que algunos de los compuestos cianurados inevitablemente serán descargados en el ambiente, éstos

eventualmente llegarán a las aguas municipales –tanto las aguas servidas como el agua potable.

Estos desechos mineros se adicionarán a las fuentes de desechos industriales convencionales que llegan a las obras de tratamiento de alcantarillados (OTAs). Los detalles sobre tales consecuencias van más allá del alcance de este documento, pero estos han sido apropiadamente resumidos en Wild, *et. al.* (1994). El citado documento aclara como estos cianuros agregados (especialmente los complejos metalocianurados simples disueltos) y las cargas metálicas pueden desestabilizar los OTAs, y hacer que su operación sea significativamente más onerosa. También indica cuantos aspectos asociados con la química del cianuro quedan aún sin responder en lo que este particular concierne.

El cianuro adicional y las cargas de metales pueden también agravar la operación de sistemas de aguas donde se utiliza la cloración del agua. De hecho, la EPA de EEUU emitió una Advertencia a los Sistemas Públicos de Agua en 1994, señalando que la cloración de aguas que contuvieran más de 0.2 mg/L de cianuro pueden generar la formación del producto altamente tóxico conocido como cloruro de cianuro. [Este compuesto fue utilizado como un agente químico de guerra durante la Primera Guerra Mundial.] Curiosamente, la EPA de EEUU reporta que no regularía el cloruro de cianuro porque carece de datos directos sobre su toxicidad en el agua potable. Ellos establecen más adelante, sin embargo, “que la exposición crónica al cloruro de cianuro puede ser tan perjudicial como la exposición crónica al cianuro en concentraciones tan altas y por encima de los MCL.”

La oxidación del cianuro a cloruro de cianuro ocurre instantáneamente en todos los pHs. Si el pH es de 8.5 o más, el cloruro de cianuro se convierte rápidamente en cianato (ver discusiones anteriores sobre su toxicidad). En la presencia de un exceso de cloro, el cianato se convierte rápidamente en bicarbonato inofensivo y en gas nitrógeno. Sin embargo, a pHs inferiores a 7.1, la oxidación del cloruro de cianuro a cianato procede muy lentamente.

Estos mismos procesos de oxidación pueden liberar cianuros libres a partir de los complejos metalocianurados, y posiblemente, a partir de los compuestos de tiocianatos.

Esta Advertencia en el Sistema Público de Agua emitida por la EPA de EEUU, también reporta que la contaminación de una operación de lixiviado de montículos con cianuro había reportado un máximo de concentraciones de CN de 2.7 mg/L en el afluente receptor. [No se reporta que procedimiento analítico fue utilizado para determinar las concentraciones de cianuros –cianuros DAD, totales, etc.] La EPA de EEUU ha publicado también algunos documentos que advierten preocupaciones similares sobre la generación de cloraminas tóxicas (compuestos amoniacos clorados) en el agua potable mediante la cloración de compuestos

cianurados (U.S. EPA, Reglas Expedidas M-DBP, Notificación de Datos Disponibles, Noviembre 1997 Actualización).

De este modo, es posible que el cianuro acumulado de otros desechos mineros puedan aumentar las cantidades de CN ingeridas por los humanos en el agua potable tratada.

Estudios de Economía Ambiental

Al igual que muchos otros tópicos anteriormente discutidos, no conozco estudios que evalúen la economía minera que al mismo tiempo consideren los costos ambientales a largo plazo. Hay numerosos estudios de la industria que proponen investigar tales tópicos, pero estos son irracionalmente parcializados. En los Estudios de Impacto Ambiental de la minería, he visto incluso evaluaciones económicas que consideran que las aguas del proceso carecen de valor. Dichos estudios económico-ambientales son cruciales para tomar decisiones razonables sobre la viabilidad de las operaciones de la lixiviación cianurada de montículos en la UE.

Garantías Financieras

Las medidas de garantías financieras son usualmente inadecuadas o inexistentes, por lo tanto, las compañías mineras pueden evitar el pago de impactos ambientales potenciales. Tales medidas a menudo incluyen bonos financieros respaldados por el gobierno, o posiblemente, seguros de responsabilidad ambiental. A varias compañías internacionales mineras se les ha solicitado, en estos momentos, proveer bonos superiores a los \$ 100 millones para obras de remediación de la minería y operaciones a largo plazo en infraestructuras para el tratamiento de las aguas. Esto representa una inquietud especial, donde las compañías de capital foráneo se acogen a la bancarrota y a las leyes internacionales para evitar su responsabilidad financiera. En dichas situaciones, los ciudadanos subsidian los costos de los impactos ambientales.

Conclusión

Se recomienda que cualquier discusión en la UE o en el PNUMA sobre los impactos asociados con el cianuro o sobre el manejo de la minería, deba considerar todos los aspectos antes mencionados. La única conclusión razonable que se puede extraer de este breve resumen sobre aspectos técnicos, es que los gobiernos y las industrias, hasta la fecha, no cuentan con la investigación suficiente ni con los datos para demostrar que las infraestructuras del proceso con cianuro pueden ser consideradas como la mejor tecnología disponible. El único camino razonable es tomar un enfoque precautorio, aquel que coloca la carga de la prueba en aquellos que proponen estas infraestructuras o estos estándares.

En lo que al borrador actual patrocinado por ICME-PNUMA sobre el “código” del cianuro se refiere, este es claramente deficiente. Cualquier “código” que se financia a través de agencias públicas como el PNUMA, debe abordar todos los asuntos principales del mayor interés público en relación con la tecnología de

procesamiento con uso del cianuro. El borrador del “código” actual es lamentablemente deficiente en lo que a este último aspecto se refiere. No fue desarrollado con insumos adecuados que no provinieran de la industria, no es independiente, y es deficiente en establecer un mecanismo independiente. Inclusive, es defectuoso como documento de guía técnica por las razones descritas en este reporte.

REFERENCIAS CITADAS y Algunas Fuentes Adicionales Útiles sobre el CN

American Public Health Assoc., 1985, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 16th edit., Amer. Publ. Health Assn., Wash. D. C.

Broderius, S.J., and L.L. Smith, Jr., 1980, Direct Photolysis of Hexacyanoferrate Complexes--Proposed Applications to the Aquatic Environment: U.S. Environmental Protection Agency, EPA-600/ 3-80-003.

Da Rosa, Carlos, 1999, Overburdened: It's Time to Shift the Burden of Hardrock Mine Cleanup from the Taxpayers to the Mining Industry. Mineral Policy Center, Issue Paper No.2, Washington, D.C., 20 pgs. [available at website: <http://www.mineralpolicy.org/publications/pdf/overburdened.pdf>].

Dixon, D.G. and G. Leduc, 1981, Chronic Cyanide Poisoning of Rainbow Trout and Its Effects on Growth, Respiration and Liver Histopathology: Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 10: 117-131.
Dixon, D.G. and J.B. Sprague, 1981, Acclimation-induced Changes in Toxicity of Arsenic and Cyanide to Rainbow Trout *Salmo gairdneri* Richardson: J. Fish Biol., 18: 579-589.

Doudoroff, P., 1976, Toxicity to fish of Cyanides and Related Compounds: a review. U.S. EPA, Office of research and Development, Duluth, Minn., 155p.
Eisler, R., 1991, Cyanide Hazards to Fish, Wildlife, and Invertebrates: A Synoptic Review: Contaminant Hazard Review report 23, U. S. Dept. Interior, Fish and Wildlife Service, 55pg.

Eisler, R., D. R. Clark, Jr., S. N. Wiemeyer, C.J. Henny, 1999, Sodium Cyanide Hazards to Fish and Other Wildlife from Gold Mining Operations; *in* Environmental Impacts of Mining Activities, Jose M. Azcue (Ed.), Springer, Berlin, pg 55-67.

Environment Australia, 1998, Cyanide Management, a booklet in a series on Best Practices in Environmental Management in Mining, Commonwealth of Australia, 97 pg.

Flynn, C. M. and S. M. Haslem, 1995, Cyanide Chemistry—Precious Metals Processing and Waste Treatment: U. S. Bur. Of Mines Information Circular 9429, 282 pg.

Frear, D.E.H., 1948, "Chemistry of Insecticides, Fungicides and Herbicides", 2nd Ed.: D. Van Nostrand, Co., Inc., New York, pg. 309.

Grimes, D.J., C. Johnson, R. Leinz, and R.O. Rye, 2000, Diel Cycles for Cyanide and Metals in Surface Waters From Photodissociation of Cyanometallic Complexes: U.S. Geological Survey research (*in Press*).

Heming, T., R.V. Thurston, E. L. Meyn, and R. Zajdel, 1985, Acute Toxicity of Thiocyanate to Trout: Trans. Am. Fish Soc., V.114, p. 895-905.

Heming, T. and R.V. Thurston, 1985, Physiological and Toxic Effects of Cyanides to Fishes: a Review and Recent Advances, *in Cyanide and the Environment*, Proc. Of a Conf., D. Van Zyl(ed.), Dec. 1984, Colo. State Univ., Ft. Collins.CO, Geotechn. Engineering Program, Dept. Civil Engineering, v. 1,p 85-104.

Heming, T. A. and K. A. Blumhagen, 1989, Factors Influencing Thiocyanate Toxicity in Rainbow Trout *Salmo gairdneri*: Bull. Environ. Contam. Toxicol. V. 43, pg. 363-369.

Hynes, T.P., J. Harrison, E. Bonitenko, T.M. Doronina, H. Baikowitz, M. James, and J. M. Zink, August 1998, Assessment of the Impact of the Spill at Barskaun, Kyrgyz Republic, May 20, 1998: Canmet Mining and Mineral Sciences Laboratories Report MMSL 98-039(CR), Ottawa, Canada.

Ingles, J. and J. S. Scott, 1987, State-of-the-Art Processes for the Treatment of Gold Mill effluents: Industrial Programs Branch, Environment Canada, Ottawa, Canada.

Johnson, C.A., Grimes, D.J., and Rye, R.O., 1998, Accounting for Cyanide and Its Degradation Products at Three Nevada Gold Mines: Constraints from Stable C- and N-isotopes: U.S. Geological Survey Open-File Report 98-753, 16 p. also at <http://greenwood.cr.usgs.gov/pub/open-file-reports/ofr-98-0753/> [Reports heap leach SCN concs. up to 20 mg/L, max. ammonium of 50 mg/L, and nitrate up to 350 mg/L.]

Johnson, C.A., D. J. Grimes, and R. O. Rye, 1999, Cyanide Behavior in Heap Leach Circuits: A New Perspective From Stable Carbon-and Nitrogen-Isotope Data, *in Proceedings Volume of Closure, Remediation, & Management of Precious Metals Heap Leach Facilities Workshop*, Jan. 14-15, 1999, Univ. of Nevada-Reno: North American MINING (in press). [Johnson can be contacted at: cjohnso@usgs.gov]

Johnson, C. A., D.J. Grimes, and R.O. Rye, 2000a, Fate of Process Solution Cyanide and Nitrate at Three Nevada Gold Mines Inferred From Stable Carbon and Nitrogen-Isotope Measurements: Trans. Instn. Min. Metall., v.109, p. C68-C78. [Reports SCN data, including concentrations up to 50 MG/L in mill reclaim ponds.]

Johnson, C.A., D.J. Grimes, R. Leinz, G. Breit, and R.O. Rye, 2000b, The Critical Importance of Strong Cyanocomplexes in the Remediation and Decommissioning of Cyanidation Heap Leach Operations; *in Cyanide: Social, Industrial, and Economic Aspects*, [C.A. Young, L.G. Tidwell, and C.G.

Anderson, eds.] The Minerals, Metals and Materials Society, Warrendale, PA, p. 35-49.

Johnson, C.A., Leinz, R.W., Grimes, D.J., and Rye, R.O., 2002, Photochemical changes in cyanide speciation in drainage from a precious metal ore heap: *Environmental Science & Technology*, volume 36, issue 5 (March), in press.

Kevan, S. and D.G. Dixon, 1991, The Acute Toxicity of Pulse-dosed Thiocyanate (as KSCN or NaSCN) to Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss*) Eggs Before and After Water Hardening. *Aquatic Toxicology*: 19: 113-122.

Kevan, S. and D.G. Dixon, 1996, Effects of Age and Colon (K⁺ and Na⁺) on the Toxicity of Thiocyanate to Rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) During Pulse or Continuous Exposure. *Ecotox. Environ. and Safety*: 35: 288-293.

Lanno, R., and D.G. Dixon, 1996, The Comparative Chronic Toxicity of Thiocyanate and Cyanide to Rainbow Trout. *Aquatic Toxicology*: 36: 177-188.

Korte, Friedhelm, Michael Spiteller, and Frederick Coulson, 2000, Commentary: The Cyanide Leaching Gold Recovery Process (CLGR), A Non-Sustainable Technology with Unacceptable Impacts to Ecosystems and Humans; the Disaster in Romania: *Ecotoxicology and Environmental Safety* 46, Academic Press.

Kuipers, J.R. (2000). Hardrock Reclamation Bonding Practices in the Western United States: National Wildlife Federation. Boulder, Colorado, U.S.A., 416 pgs. [This document and a summary can be obtained at: http://www.mineralpolicy.org/publications/pdf/Bonding_Report_es.pdf]

Lanno, R., and D.G. Dixon, 1994, Chronic Toxicity of Waterborne Thiocyanate to the Fathead Minnow (*Pimephales promelas*): a Partial Life-Cycle Study. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 13: 1423-1432.

Logsdon, M.J., K. Hagelstein, T.I. Mudder, 1999, The Management of Cyanide in Gold Extraction: International Council on Metals and the Environment, Ottawa, Canada, 40 pg.

Moran, R.E., 1998, Cyanide Uncertainties: Mineral Policy Center Issue Paper No.1, Wash. D.C., 16 pg. (available at: <http://www.mineralpolicy.org/publications/issuepapers.php3?nav=4>).

Moran, Robert E., 2000, Cyanide in Mining: Some Observations on the Chemistry, Toxicity and Analysis of Mining-Related Waters: *in Proc. Central Asia Ecology—99*, Lake Issyk Kul, Kyrgyzstan, June, 1999. [Available at the UNEP website: <http://www.natural-resources.org/environment/baiamare> and at <http://www.zpok.hu/cyanide/baiamare/backgr.htm>].

Moran, R.E., 2001a, More Cyanide Uncertainties: Lessons from the Baia Mare, Romania, Spill---Water Quality and Politics. Mineral Policy Center Issue Paper No. 3, Wash. D.C., 15 pgs. (available at: (available at: <http://www.mineralpolicy.org/publications/issuepapers.php3?nav=4> and at:

<http://www.zpok.hu/cyanide/baiamare/impacts.htm>)

Moran, R.E., 2001b, Una Mirada Alternativa a la Propuesta de Minería en Tambogrande, Perú: Informe encargado por: Oxfam America, Mineral Policy Center, Environmental Mining Council of British Columbia (available in both english and spanish at: <http://www.oxfamamerica.org/advocacy/extractive.html>).

Moran, R.E., 2001c, Aproximaciones al Costo Económico de Impactos Ambientales en la Minería. Algunos ejemplos en Estados Unidos y Canadá: Ambiente y Desarrollo. Vol. XVII, N°1, March 2001, CIPMA, Santiago, Chile, pg.59-66 (English version listed below).

Moran, Robert, 2001, Mining Environmental Impacts. Integrating an Economic Perspective, pg. 67—77, *in* Towards the Integration of Environmental, Economic and Trade Aspects in the Mining Sector; Editors: Nicola Borregaard and Claudia Gana, published by Centro de Investigación y Planificación del Medio Ambiente (CIPMA), Santiago, Chile, 257p. [with funds from IDRC (International Development Research Centre), Ottawa, Canadá].

Moran, R.E. and McLaughlin Water Engineers, 2001(May), A Review of Cost Estimates for Collection and Treatment Systems for Closure / Closeout Plans --- Chino Mine and Tyrone Mine, 2 reports; prepared for New Mexico Environmental Department.

Mudder, T.I.(editor), 1998, *The Cyanide Monograph*: Mining Journal Books, The Mining Journal Ltd., London, U.K.

Plumlee, G. S., K. Smith, E. Mosier, W. Ficklin, M. Montour, P. Briggs, and A. Meier, 1995, Geochemical Processes Controlling Acid-Drainage Generation and Cyanide Degradation at Summitville: *in* Proc., Summitville Forum, Colo. Geological Survey Special Publication 38, p. 23-34.

Ruby, S.M., D.G. Dixon, and G. Leduc, 1979, Inhibition of Spermatogenesis in Rainbow Trout During Chronic Cyanide Poisoning: *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 8: 533-544.

Scott, J. S. and J. Ingles, 1981, Removal of Cyanide From Gold Mill Effluents: Proc., Canadian Mineral Processors Thirteenth Ann. Mtg., Jan. 1981, Ottawa, ON.

Smith, A. and T. Mudder, 1993, The Environmental geochemistry of Cyanide: *in* Reviews in Economic Geology, V. 6, Soc. of Economic Geologists, G. S. Plumlee and M. H. Logsdon (eds.).

Stanton M. D.; T. A. Colbert; and R. B. Trenholme, 1986, Environmental Handbook for Cyanide Leaching Projects: U.S. National Park Service, 57 pg.

Todd, J.W. and D.W. Struhsacker, 1997, Environmentally Responsible Mining:

Results and Thoughts Regarding a Survey of North American Metallic Mineral Mines: Society for Mining, Metallurgy, and Exploration Preprint 97-304, Littleton, Colorado.

UNEP, March 2000, Cyanide Spill at Baia Mare, Romania: available at :
<http://www.natural-resources.org/environment/baiamare>

UNEP (United Nations Environment Programme) and ICME (International Council on Metals and the Environment), 2002, The International Cyanide Management Code For The Manufacture, Transport and Use of Cyanide in the Production of Gold [“the Code”]; Draft /Revision 0—in review.

U. S. Environmental Protection Agency, 1986, Quality Criteria for Water 1986: U.S.EPA, Office of Water Regulations and Standards, Wash., D.C.

U.S. Environmental Protection Agency, 2001, Toxics Release Inventory. 1999 data and results can be found at:
http://www.epa.gov/tri/tri99/press/execsummary_final.pdf

Wild, S.R., Thomasine Rudd, and Anne Neller, 1994, Fate and Effects of Cyanide During Wastewater Treatment Processes: The Science of the Total Environment, 156, pages 93-107, Elsevier Science.

World Commission on Dams (Nov., 2000), Dams and Development—A New Framework for Decision-Making: World Commission on Dams,
www.dams.org

Robert E. Moran, Ph.D.

Calidad del Agua/Hidrogeología/Geoquímica

501 Hess Ave., Golden, CO 80401 EEUU.

Teléfono: (303) 526-1405

Fax: (303) 526-2678

Internet: remoran@aol.com

El Dr. Robert Moran cuenta con más de treinta años de experiencia doméstica e internacional en la conducción y manejo de actividades sobre calidad del agua, hidrogeología y geoquímica para inversionistas privados, clientes industriales, grupos ciudadanos y tribales, ONGs, firmas de abogados y agencias gubernamentales en todos los niveles. Gran parte de su experticia técnica se relaciona con la calidad y la geoquímica de las aguas naturales y contaminadas y de los sedimentos relacionados con la minería, sitios de reciclaje de combustible nuclear, desarrollo industrial, recursos geotérmicos, desechos peligrosos y proyectos de desarrollo de suministro de agua. Adicionalmente, el Dr Moran cuenta con vasta experiencia en la aplicación de sensores remotos en asuntos relacionados con recursos naturales, en el desarrollo de políticas sobre recursos naturales y como apoyo en procesos legales. A menudo, ha impartido cursos a audiencias técnicas y generales, y ha dado argumentos en su condición de experto en numerosas ocasiones. Los países donde ha trabajado incluyen: Australia, Kirguistán, Grecia, Senegal, Guinea, Gambia, Sudáfrica, Omán, Pakistán, Honduras, México, Perú, Chile, Canadá, Gran Bretaña, Estados Unidos.

EDUCACIÓN

University of Texas, Austin: Ph.D., Ciencias Geológicas, 1974

San Francisco State College: B.A., Zoología, 1966

HISTORIA PROFESIONAL

Moran and Associates. Presidente desde 1983 hasta 1992; de 1996 a la fecha Woodward-Clyde Consultores, Consultor Geoquímico en Propiedad, de 1992 a 1996.

Gibbs and Hill, Inc., Hidrogeólogo en Propiedad, de 1981 a 1983

Envirologic Systems, Inc., Hidrogeólogo/Geoquímico en Propiedad, de 1980 a 1981.

Tetra Tech Int'l. / Sultanato de Omán, Hidrogeólogo en Propiedad, de 1979 a 1980

Science Applications, Inc., Hidrogeólogo/Geoquímico, de 1978 a 1979

U.S. Geological Survey, División de Recursos Hídricos, Hidrogeólogo/Geoquímico, de 1972 a 1978

Agencia de Geología Económica de Texas, Asistente de Investigación Científica, de 1970 a 1971

IDIOMAS

Español, Inglés

Información sobre los Patrocinadores

Mineral Policy Center

Contact: Steve D'Esposito

Tel: +2028871875ext.203

Email: sdesposito@mineralpolicy.org

Hnutí DUHA/Friends of the Earth Czech Republic

Contact: Vojtech Kotecky

Tel: +420-2-22512057, 22513859, 22514759

Email: vojtech.kotecky@ecn.cz

www.hnutiduha.cz

CEE Bankwatch/FOE Hungary (MTVSz)

Contact: Jozef Feiler

Tel: +3692318600

Email: jozef@bankwatch.org

Food First Information & Action Network (FIAN)

Contact: Ulrich Mueller

Tel: +496221830620

Email: uj.mueller@gmx.de

Hellenic Mining Watch

Contact: Maria Kadoglou

Tel: +30310225352

Email: kadoglou@otenet.gr

Ecotopia

Contact: Paralikas

Email: aparal@tee.gr

FOE Europe/Hnutí DUHA Hnutí DUHA

Contact: Vojtech Kotecky

Tel: Tel. +420-2-22512057, 22513859, 22514759

Email: vojtech.kotecky@ecn.cz

Minewatch UK

Contact: Richard Harkinson

Tel: +442077339506

Email: rharkinson@hotmail.com