

Más incertidumbres asociadas con el cianuro

Lecciones del derrame ocurrido en Baia Mare, Rumania
Políticas y Calidad del Agua

Robert Moran, Ph.D.



Ediciones del Tribunal Latinoamericano del Agua

Colección Científico-Técnica

El Centro para las Política Mineral (CPM) es una organización ambientalista sin fines de lucro dedicada a la protección de las comunidades y del ambiente contra los impactos de la minería irresponsable.

Los programas y actividades del Centro incluyen la investigación asociada con la minería; la divulgación pública; las reformas reguladoras y legislativas de las leyes mineras, iniciativas orientadas a mejorar las prácticas corporativas, y la organización comunitaria. CPM recibe apoyo a través de fondos provenientes de membresías y fundaciones.

Únase a CPM y contribuya con la protección de la tierra, el agua, la vida silvestre y los recursos naturales de las futuras generaciones. Las donaciones son deducibles de impuestos.

*Mineral Policy Center, 1612 K Street, NW, Suite 808,
Washington, D.C., 20006.*

Tel: 202.887.1872, Fax: 202.887.1875.

E-mail: *mpc@mineralpolicy.org*

Dirección electrónica: *www.mineralpolicy.org.*

MPC también cuenta con dos oficinas regionales; una en Durango, Colorado, y otra en Bozeman, Montana.

Todos los derechos reservados. Para efectos de reproducir cualquier porción de esta publicación, es preciso obtener el permiso correspondiente del Centro de Política Mineral

La presente es una traducción libre realizada por la comisión científico-técnica del Tribunal Latinoamericano del Agua con la finalidad de poner al acceso de más personas esta importante información y sin fines de lucro.

Para mayor información sobre las actividades del Tribunal escribanos o visite nuestro sitio web:

www.tragua.com

Correo-e: tragua@racsa.co.cr

Prefacio

La minería moderna de oro y plata debe gran parte de su éxito al cianuro —un químico que es, simultáneamente, eficiente para la extracción del oro a partir de un yacimiento mineralizado, como por ser un elemento letal—.

Los químicos procesadores como el cianuro, han hecho rentable el minado de yacimientos minerales con bajos contenidos de metales rentables. Tales porciones con dichos yacimientos no habrían sido explotadas en el pasado. Pero esta eficiencia significa que las minas de hoy en día no tienen precedentes a nivel de tamaño y escala. Esto ha conllevado a conflictos sobre el uso de la tierra y a preocupaciones cada vez mayores sobre los peligros del cianuro.

El cianuro es un químico letal para los humanos en pequeñas cantidades; un cucharadita con 2% de cianuro causa la muerte. Debido a la cadena de derrames y accidentes ocurridos, este método de minería, que implica el uso de grandes cantidades de cianuro para la remoción de partículas microscópicas de oro a partir de enormes cantidades de roca compuesta o roca triturada, está creando cada vez mayores controversias. Hay una creciente preocupación tanto por los impactos ambientales como por los riesgos a la salud humana asociados con el uso del cianuro como un agente de procesamiento.

En el verano de 1998, en el recuento del derrame de cianuro en las afueras de la mina Kumtor en Kirguistán, CPM publicó el documento *Incetidumbres asociadas con el Cianuro*. En ese documento, el Dr. Robert E. Moran dilucidó el mito perpetuado por muchos en la industria minera, de que el público no debe preocuparse de los derrames de cianuro en las minas. El Dr. Moran puntualizó que el cianuro no se descompone simplemente en elementos inofensivos cuando se expone al aire y al agua. Encontró que la historia del cianuro es bastante compleja y aún hay mucho de incierto sobre la toxicidad del cianuro y de los compuestos cianurados producto de la descomposición del mismo. Él también encontró que mientras que los operadores mineros examinan algunas formas de cianuro, a menudo no se les solicita analizar otros compuestos cianurados, y por lo tanto, no lo hacen. Esencialmente, estos compuestos no son regulados, a pesar de sus impactos potenciales. El Dr. Moran también encontró que algunos de los químicos utilizados en el tratamiento de derrames de cianuro, como las sustancias a base de cloruro, son por sí mismas tóxicas. Por ejemplo, en Kirguistán, los mismos químicos utilizados para remediar el derrame de cianuro, pudieron haber ocasionado problemas en la salud de cientos de personas.

El CPM encontró que los entes reguladores gubernamentales y los oficiales de la compañía minera, en lugar de actuar con la suficiente precaución y sobriedad para tomar medidas que salvaguardasen el ambiente y protegieran a las personas, han cometido repetidamente el error de subestimar los riesgos asociados con el uso del cianuro en la extracción mineral con el interés de ganarse la aprobación pública. Irónicamente, esta fallida estrategia de relaciones públicas, sólo ha servido para aumentar la preocupación y el disgusto, porque la gente es muy a menudo tomada de forma desprevenida sobre los peligros que representan las operaciones mineras aledañas. Es mejor estar “sobre preparado” para algo que nunca ocurra, que ser tomado por sorpresa cuando una represa de colas se reviente y una “sopa contaminante” envenene arroyos y ríos.

Este fue ciertamente el caso en Rumania, cuando en Enero del 2000, aproximadamente 100,000 metros cúbicos de desecho que contenía cianuro y metales pesados, se derramó de la operación minera reinstalada en Baia Mare, Rumania. El derrame contaminó el Río Tisza y numerosos tributarios del Río Danubio en cientos de millas. Desafortunadamente, muy poco ha cambiado en términos de supervisión gubernamental o prácticas industriales. Los derrames en Rumania y la devastación consecuente de los tributarios del Río Danubio, pudieron haberse prevenido.

Este ensayo, *Más incertidumbres asociadas con el Cianuro—Lecciones del Derrame de Baia Mare, Rumania – Calidad del Agua y Políticas*, se agrega al extenso sumario de evidencias sobre las que el público debería preocuparse con relación a los riesgos asociados con el uso del cianuro en la minería moderna, y cuya problemática ambiental cada vez mayor, no ha sido abordada por los gobiernos ni por las compañías mineras de forma adecuada.

Este problema es proclive a incrementarse, a medida que más y más regiones, como la de Baia Mare en Rumania, se inclinen a utilizar el procesamiento cianurado para la extracción de oro a partir de yacimientos, donde otrora era poco económico.

No solamente ***Más incertidumbres asociadas con el Cianuro*** busca ilustrar importantes lecciones sobre el derrame de Baia Mare, sino que también encuentra deficiencias significativas en el reporte del PNUMA – como lo fue su error en constatar los productos de la descomposición del cianuro y sobre el uso de criterios inapropiados de calidad del agua para evaluar los impactos del derrame-. Por ejemplo, el reporte del PNUMA fue impreciso en determinar la información de la mayoría de los otros químicos en el derrame, y, además, el PNUMA hace referencia a parámetros y criterios sobre niveles aceptables de cianuro que son más elevados que aquellos utilizados por otros gobiernos, como el de Canadá. Es hora de que las compañías mineras empiecen a utilizar los mismos parámetros ambientales de operación a nivel mundial, a como muchas de ellas dicen hacerlo.

¿Cuál es la solución? La carga de la prueba debería ser impuesta sobre la industria para que pruebe que el procesamiento de cianuro es seguro. También la carga de la prueba debería recaer en los reguladores para que evalúen los compuestos cianurados relacionados, para que determinen su toxicidad, y para que promulguen parámetros acuáticos y de seguridad humana adecuados.

Los gobiernos deberían rechazar propuestas mineras que proponen el uso del cianuro en áreas que amenacen ecosistemas sensibles. Acciones inmediatas, incluyendo las siguientes medidas, son necesarias para prevenir un próximo derrame de cianuro:

- La minería o la reactivación minera que implique el uso de cianuro no debería permitirse sin la adecuada información de base.
- Como una precondition para la minería, las compañías deberían realizar un prepagó por la expropiación y limpieza de las actividades mineras, a través de acciones ambientales garantizadas.
- Realización de un monitoreo industrial y gubernamental inmediato de todos los compuestos relacionados con el cianuro, con divulgación pública de la información.
- Establecimiento de parámetros constantes para el cianuro, los compuestos cianurados y metales, por parte de los gobiernos nacionales y a nivel mundial.
- La adopción de parámetros ambientales más estrictos para todas las operaciones mineras que utilizan el cianuro y que son financiadas por instituciones públicas como el Banco Mundial, OPIC o el IFC. Tales proyectos deberían ser sujetos a mayor divulgación pública sobre el uso del cianuro y otras sustancias potencialmente peligrosas.
- Los gobiernos deberían regular las minas, no actuar como socios financieros en el desarrollo de las minas. Y los gobiernos deberían promulgar estructuras para el sistema de regalías y cuotas, utilizando las cuotas para crear una infraestructura reguladora adecuada y para financiar la limpieza de minas abandonadas.
- Las minas deberían ser reguladas bajo la expectativa de que descargarán desperdicios, a diferencia de la premisa de cero descargas.
- Se debe constituir una junta de supervisión ciudadana en todas las minas que utilicen cianuro en su procesamiento, con el fin de que el público tenga acceso completo a la información que podría repercutir en la salud humana, el ambiente y la seguridad.
- Dado el número de accidentes relacionados con la minería en años recientes, se deben ejecutar auditorías independientes de todas las grandes minas que utilizan cianuro, que aseguren a las comunidades, a los gobiernos, e incluso a las mismas compañías mineras que las minas operan con seguridad.
- Se requiere el monitoreo a largo plazo de todas las infraestructuras para el procesamiento de cianuro, ya que muchos problemas ambientales, especialmente la contaminación ácida, pueden demorarse años para que se manifiesten.

Los contenidos del presente documento fueron primero suministrados por el Dr. Moran como expositor invitado en el Encuentro sobre la Explotación de Depósitos Mineros en Tracia, 14 y 15 de Octubre, 2000, en Komotini, Grecia; organizado por la Cámara Técnica de Grecia. El título original era: ***Lecciones del Derrame de Baia Mare, Rumania – Calidad del Agua y Políticas***

Introducción

En Enero del 2000, un derrame estimado en 100,000 metros cúbicos de cianuro y de aguas saturadas de metales provenientes de una instalación para el procesamiento del oro, ocurrió en el Río Tisza, Rumania, tributario del Río Danubio; matando gran parte de la vida acuática del río. Cientos de peces murieron en varios kilómetros aguas abajo hasta la confluencia con el río Danubio en Serbia. Aunque este incidente fue ambientalmente desastroso y económicamente ruinoso para muchos, provee una oportunidad para examinar algunos de los reclamos y desplomes ambientales potenciales asociados con el procesamiento y la minería a cielo abierto.

Muy pocos detalles técnicos se han hecho públicos después de este evento – presiones legales y políticas probablemente han obstruido el flujo abierto de información. Un informe técnico preliminar sobre este derrame, fue elaborado por el PNUMA en Marzo del 2000: ***El derrame de cianuro en Baia Mare, Rumania***. Este documento se puede encontrar en la red en: <http://www.natural-resources.org/environment/baiamare>.

Tres fueron las conclusiones importantes del reporte del PNUMA:

- “La ruptura en la presa de retención fue probablemente provocada por una combinación de deficiencias inherentes al diseño, condiciones operativas imprevistas y condiciones climáticas adversas”.
- Oficiales húngaros estimaron que 1,240 toneladas de peces muertos se encontraron a lo largo del río Tisza después del derrame.
- “El rastro de cianuro fue medible en el delta del río Danubio, cuatro semanas después y a 2000 kilómetros de la fuente del derrame”.

De acuerdo con el PNUMA, este proyecto de minería y procesamiento del oro, suministraba nuevos trabajos (150 rumanos directa o indirectamente empleados, 200 trabajos en la etapa de construcción) y atrajo inversiones dentro del área local y altamente desempleada. Estos son los efectos positivos de dicho proyecto de desarrollo.

Este documento discute algunos de los impactos negativos que a menudo acompañan tales operaciones. No es mi intención discutir si el minado/procesamiento del cianuro debería prohibirse, pero meramente presentar algunas de las consecuencias ambientales adicionales que pueden no haberse discutido antes de la aprobación de dicho proyecto de forma realista. Idealmente, las personas afectadas deberían decidir si los beneficios a *los ciudadanos* valen tanto los costos totales como los impactos a largo plazo de dicho proyecto. Estas decisiones se deben determinar luego de la dilucidación absoluta de toda la información relevante y de una evaluación exhaustiva de todos los aspectos.

Valga mencionarse que el 7 de Julio del 2000, el Sidney Morning Herald de Australia anunció que el gobierno húngaro presentó una demanda por compensación económica contra la compañía minera, Esmeralda Exploration, por \$ 179 millones para cubrir los gastos provocados por los daños ambientales del derrame.

Las Lecciones de Baia Mare

La minería a cielo abierto y la tecnología del rociado de cianuro, aparejado de una creciente globalización del comercio en los últimos 20 años, ha llevado la minería de oro a muchas regiones menos desarrolladas del mundo. Aquellas regiones donde ocurrió la minería, son, a menudo, blanco de nuevas operaciones mineras que utilizan el cianuro. La “eficiencia” del cianuro como un agente procesador, permite que depósitos de oro sean minados en yacimientos con bajo grado de contenido, y puede conllevar al re-minado de viejos desechos de minería de oro (colas de oro). La extracción previa implicó minar tajos locales, obras subterráneas limitadas, o depósitos aluviales.

Los depósitos rumanos en los alrededores de Baia Mare, habían sido explotados con estos métodos simples, desde por lo menos, la época de los romanos. Esta historia es bastante comparable a algunos de los sitios de oro y plata de Tracia, tales como Paeonia, Krenides, el Monte Pangaeus, Thasos, etc., sitios minados antes del año 500 A.C. (T. A. Rickard, 1932—quien cita a Herodoto, Estrabón y otras fuentes griegas antiguas).

Estos trabajos históricos fueron diminutos cuando se les compara con las excavaciones de minería a cielo abierto modernas, que pueden ser de una milla de largo, y que a menudo, exceden los mil pies de profundidad. Ya que estas operaciones modernas explotan yacimientos en bajas concentraciones, éstos generan enormes volúmenes de desperdicios, que a menudo exceden el 95% de la roca minada. Curiosamente, la vida operativa útil de estas minas modernas puede ser de no más de 10 años. El proyecto de Baia Mare contaba con una vida útil estimada entre 10 y 12 años.

Las consecuencias del accidente en Baia Mare, revela varias lecciones potenciales que deberían ser examinadas y sopesadas contra los beneficios económicos potenciales que *pueden* resultar de la explotación de oro. Por ejemplo:

- **La minería o la reactivación minera a menudo inicia sin una adecuada información de base *local* sobre la calidad del agua. Por ende, frecuentemente no es posible evaluar la responsabilidad asociada con futuros impactos.** Este fue claramente el caso en Rumania, donde no había información disponible sobre recolección reciente de muestras de calidad del agua, aguas superficiales o subterráneas. Como resultado, no había un “medidor” actualizado contra el cuál la información del derrame se pudiera comparar.

Los reguladores pueden, a veces, tornarse renuentes a solicitar monitoreos costosos antes de que una mina empiece a generar flujos de caja. Los errores en la recolección de información de base inicial se han convertido en un problema cada vez más común – especialmente donde la reactivación minera de sitios anteriormente explotados entra en juego. La justificación acostumbrada es que cualquier actividad moderna mejorará la situación anteriormente contaminada, por lo tanto, los reguladores no necesitan estar vigilantes en cuanto a lo que el desarrollo de datos iniciales de base se refiere.

Por supuesto que la magnitud de las actividades modernas, usualmente empequeñece la operación histórica, por lo que sus impactos potenciales pueden ser mucho mayores.

- **Las agencias reguladoras no son probablemente capaces de supervisar las actividades asociadas con el procesamiento mineral, debido a su personal inadecuado, carencia de fondos, y por posibles conflictos de orden político.** Este aspecto representa una preocupación especial cuando el gobierno funge un papel propietario en un proyecto. En tales situaciones, el gobierno tiene conflictos de intereses y puede estar renuente en hacer cumplir las regulaciones ambientales. El gobierno rumano se encontraba en una posición en la que era propietario del 45% del proyecto Baia Mare.

- **Los oficiales de compañías mineras afirman que los reservorios de colas son infraestructuras que no generan descarga alguna, y que éstas fueron diseñadas con base en aseveraciones ingenieriles conservadoras realizadas por consultores independientes.** Los representantes y supervisores de las compañías mineras, a menudo emiten semejantes afirmaciones asociadas con las operaciones mineras, en especial, durante el proceso de aprobación de permisos. Estas mismas afirmaciones fueron también emitidas por los representantes y reguladores de la compañía, después del derrame de Baia Mare, tanto en defensa de las operaciones de la infraestructura como del grado de supervisión reguladora. Estos “testimonios de fe” frecuentemente citados, merecen una evaluación más cuidadosa.

Primero que todo, ningún reservorio sintético – ya sea de colas o de represas de agua- es una infraestructura que no genere descargas. Todas ellas presentan fugas en cierto grado, aún cuando tales estructuras no colapsen. Este aspecto es bien reconocido dentro de la comunidad profesional. Varios periodistas occidentales han publicado artículos que reportan evidencia de contaminación de aguas subterráneas en los alrededores de la infraestructura de Baia Mare que precedió al derrame.

Segundo, resulta evidente que aseveraciones verdaderamente conservadoras sobre el balance hídrico, no fueron utilizadas en el diseño de esta infraestructura, de lo contrario, no habría colapsado de la manera en que se observó. Es cierto que la falla ocurrió durante una época de inusuales precipitaciones. Sin embargo, parece dudoso que los operadores no hubieran recolectado información adecuada sobre las precipitaciones, para, en términos realistas, estimar los volúmenes máximos de escorrentía. Este problema es común en sitios mineros alrededor del mundo, y la tendencia a subestimar este problema parece ser mayor. Cuando infraestructuras gigantescas cargadas de químicos tóxicos están por ser localizadas cerca de poblaciones humanas, aguas subterráneas a pocas profundidades y ríos, resulta imperativo acatar **aseveraciones sobre el diseño verdaderamente conservadoras.**

Es un hecho desafortunado que la mayoría de las operaciones mineras reciben poco o ningún escrutinio ambiental independiente. La mayoría de los consultores técnicos contratados para revisar la adecuación de las estructuras mineras, las aseveraciones y programas ambientales, son seleccionados por la compañía que será regulada. Aún cuando dichos consultores se supone que deberían estar recomendando a los reguladores o a los banqueros del proyecto, ellos son escogidos por un pequeño grupo de compañías que generan la mayor parte de sus ingresos de los servicios consultores que ofrecen a la industria minera. Ellos están, de este modo, dentro de la perspectiva del autor, renuentes a emitir recomendaciones que puedan ser “dolorosas” al oído de sus clientes mineros.

- **Los desechos de oro rociados con cianuro son bastante complicados químicamente,** ya que contienen elevadas concentraciones de sedimentos; compuestos cianurados y de productos de reacciones químicas con cianuro (tales como cianuros libres, complejos metalo-cianurados, cianatos, tiocianatos, amoniaco, posiblemente compuestos organo-cianurados, cianuro, cloruro de cianuro y cloraminas); numerosos metales (por ejemplo, arsénico, cadmio, cobalto, cobre, hierro, plomo, manganeso, níquel, selenio, plata, mercurio, molibdeno, vanadio, zinc), no metales (sulfatos, cloruros, fluoruros, nitratos, y carbonatos, todos ellos pueden encontrarse en cantidades elevadas); constituyentes radioactivos (como lo son el uranio, el radón, en sus formas alfa y beta); compuestos orgánicos y pH altos (alta alcalinidad). Comúnmente, ni los reguladores ni el público en general son conscientes de los componentes y concentraciones químicos reales de estos desperdicios.

La información públicamente disponible sobre derrame rumano, reportó tan sólo cianuros totales, y determinaciones seleccionadas para el cobre, manganeso, hierro, plomo y zinc --- para muestras de ríos. No se hicieron públicos los análisis detallados de los desechos líquidos reales del procesamiento de oro. No se reportó ninguna medición de campo (temperatura, conductividad específica o pH). Tales mediciones son, de alguna forma, la información más útil para entender dicho derrame.

- **Puede que no existan laboratorios analíticos locales de alta calidad, lo que hace que la supervisión reguladora y la evaluación de los impactos asociados con los derrames sea incompleta.** Los laboratorios locales pueden no ser capaces de realizar muchas de las determinaciones requeridas (ver información anterior). Del mismo modo, los análisis “completos” son caros. De ahí que, los entes reguladores a menudo fallan a la

hora de solicitar a las compañías que ejecuten ese tipo de monitoreo. El reporte del PNUMA estableció que los resultados analíticos de varios laboratorios rumanos y húngaros parecían coincidir en términos generales, pero la evaluación de la información real mostró discrepancias significativas.

Algunas de las discrepancias podrían ser debido a las variaciones en las concentraciones de los metales y del cianuro que pueden ocurrir diurnamente, debido a los cambios en la radiación solar y en la temperatura. (Grimes, *et.al.*, 2000). Aparentemente, las concentraciones más elevadas se han observado bajo condiciones de mayor radiación solar. De este modo, la hora en que se escogió la muestra puede ser bastante importante.

Más importante aún, es que simplemente es bastante difícil obtener información confiable de las variadas formas de cianuro -y compuestos relacionados- en el agua. Por ejemplo, se puede recolectar muestras de agua contaminada, las cuales al ser analizadas, muestran menores cantidades a las detectables para cianuros totales. No obstante, si las mismas aguas son analizadas utilizando técnicas específicas para determinar, por ejemplo, cianatos, tiocianatos, complejos metalocianurados, etc., es posible detectar concentraciones significativas (Moran, 1999, Johnson, *et. al.*, 2000a and b). Por lo tanto, si tan solo se determinan las cantidades de cianuros totales – tal y como fue el reporte del PNUMA- los productos de la descomposición real del cianuro se pueden perder. También es importante notar que el tiocianato y muchos complejos metalocianurados se pueden convertir en cianuros libres cuando son expuestos a la luz solar.

- **Muchos aspectos del comportamiento geoquímico y la toxicidad de tal mezcla de complejos son pobremente conocidos.** Por ejemplo, la literatura sobre minería frecuentemente establece que el cianuro se descompone rápidamente de forma natural, en presencia de luz solar, en sustancias relativamente inocuas y no tóxicas. Un reporte reciente, patrocinado por las industrias mineras y manufactureras de cianuro (Logsdon, M.J., *et. al.*, 1999) establece que: “Ya que el cianuro se oxida cuando es expuesto al aire u 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 genera problemas ambientales o sanitarios crónicos”. Esta afirmación es engañosa y presenta una impresión falsamente benigna.

Primero, el cianuro tiende a reaccionar con muchos otros elementos y moléculas químicos para formar, como mínimo, cientos de compuestos diferentes (Flynn and Haslem, 1995). Muchos de estos compuestos resultantes de la descomposición, siendo generalmente menos tóxicos que el cianuro original, son conocidos por su toxicidad para organismos acuáticos, y persisten en el ambiente por periodos significativos. Adicionalmente, existe evidencia de que algunas formas de estos compuestos se pueden acumular en el tejido vegetal (Eisler, 1991) y pueden ser crónicamente tóxicos para los peces (Heming, 1989; y numerosos estudios más discutidos en Moran, 1999). Empero, las agencias reguladoras no requieren que los operadores mineros monitoreen estos compuestos tóxicos relacionados con el cianuro. Por lo tanto, mientras mucho del cianuro utilizado en los sitios del procesamiento del mineral se descompone, ya sea como resultado de la degradación natural o bien por los variados procesos de tratamiento *a veces* empleados, hay cantidades significativas del cianuro original que forman compuestos potencialmente tóxicos que pueden persistir por grandes periodos y no ser evaluados en el monitoreo.

Segundo, hay un desacuerdo considerable acerca del porcentaje de cianuro que en realidad se volatiliza en el aire. Recientes estudios hechos por el U.S. Geological Survey (Johnson, *et.al.*, 1999, 2000a and b) indican que la mayoría del cianuro proveniente de las vetas explotadas (rociadas) se ha convertido en otras formas tóxicas, como complejos metalocianurados, cianatos y tiocianatos. Muchos de los complejos metalocianurados pueden permanecer estables en los depósitos tratados con cianuro (y posiblemente en el fondo de los sedimentos del Río Tisza) por décadas. Los cianatos y tiocianatos permanecen estables en los líquidos del proceso por periodos indefinidos, pero las observaciones industriales sugieren que pueden estar presentes por al menos semanas y hasta meses – dependiendo de la temperatura, cantidad de radiación solar, y la presencia de microbios específicos. [Plumlee, *et. al.*, 1995, discute que las muestras aún contenían concentraciones significativas de tiocianatos al menos uno o dos años después de que el uso activo de cianuro había cesado.] Es más factible que estos persistan si se liberan en el ambiente durante el invierno cuando los lagos y ríos pueden tener una capa de nieve o hielo cubriéndolos, una menor radiación solar, y menores temperaturas. Áreas con elevadas precipitaciones y con nubosidad persistente, también cuentan con tazas restringidas de destrucción natural de cianuro. (Environment Australia, 1998).

La toxicidad del cianuro y de los productos de descomposición en los sitios de minería de oro, es significativa para los **organismos acuáticos, especialmente los peces**. Por ejemplo, los peces mueren por concentraciones de cianuro estimadas en el rango de *microgramo por litro*, dependiendo de la especie de pez de la que se trate. La muerte de aves y mamíferos generalmente ocurre dentro de concentraciones de cianuro estimadas en el rango del *miligramo por litro*. Los detalles adicionales sobre toxicidad de las variadas formas de cianuro, se presentan en Moran (1999) y sus referencias asociadas.

El reporte del PNUMA indica que las elevadas concentraciones de cianuros totales se detectaron por, al menos, cientos de kilómetros aguas abajo en un periodo de 4 semanas después del derrame de Baia Mare. Claramente los cianuros totales en el Río Tisza no se descompusieron rápidamente.

- **Cuando tales fluidos complejos se derraman en un río biológicamente productivo, usualmente no es posible determinar de forma precisa cuales componentes han ocasionado las respuestas tóxicas.** En Rumania, los medios noticiosos y los entes reguladores enfocaron su atención en el contenido de cianuro de los desechos mineros derramados. Tendieron a ignorar los impactos tóxicos sobre los sedimentos, los metales, el elevado pH, y otros constituyentes químicos. De este modo, la información que se ha hecho pública es inadecuada para llegar a conclusiones detalladas sobre la toxicidad.
- **Las técnicas comúnmente utilizadas para la destrucción del cianuro, a menudo, liberan concentraciones inaceptables de contaminantes.** Los procesos de destrucción más comúnmente utilizados se describen en Smith and Mudder (1993), Mudder (1998), y Flynn y Haslem (1995). Sólo se discutirán, en el presente documento, dos de estos procesos:

Una técnica de destrucción de cianuro de interés en Tracia y en otros sitios es el proceso **INCO**. Este proceso es a menudo utilizado para tratar yacimientos rocosos que contienen sulfuros de hierro, o donde existen complejos ferrocianurados en efluentes en concentraciones significativas. Implica el efecto aditivo de SO₂, aire y un sistema catalítico de cobre para la descomposición del cianuro. Mientras que este proceso sí reduce de forma significativa las concentraciones de cianuros libres, genera la formación de varios productos que pueden ser tóxicos para los organismos acuáticos, como: cianato, tiocianato, sulfato, amoníaco, nitrato, algunos cianuros libres, y elevadas concentraciones de cobre. Estos efluentes tratados pueden a su vez contener elevadas concentraciones de otros metales. El proceso INCO también genera la formación de grandes volúmenes de lodos ricos en sulfato de calcio, lo cual incrementa los costos de procesamiento y deposición (Yarar,1999). La mayoría de los sitios mineros canadienses que usan el proceso INCO son capaces de generar efluentes que cumplen con los parámetros de descarga. No obstante, muchos de estos efluentes son todavía tóxicos para organismos utilizados en análisis bioindicadores (Dr. George Dixon, Toxicólogo, Universidad de Waterloo, comunicación personal, 1999). De tal modo, que éstas soluciones complejas producen efectos tóxicos que no entendemos, probablemente como resultado de efectos sinérgicos, o porque contienen constituyentes tóxicos que no están siendo detectados o regulados.

Como el cianato, el tiocianato no es por lo general monitoreado ni regulado en la mayoría de los sitios mineros. Sin embargo, se reporta como tóxico para los peces a concentraciones entre 90 y 200 mg/L (Ingles and Scott, 1987). Heming y Thurston (1985), y Heming y others (1985), reportan la toxicidad del tiocianato entre 24 y 70 mg/L tiocianato, SCN, para la trucha de quebrada. Heming y Blumhagen (1989) reportan que el tiocianato causa “el síndrome de la muerte súbita” en la trucha, en parte debido a la respuesta al stress, y porque el tiocianato se acumula ---contrario a la literatura publicada con mucha anterioridad. Lanno y Dixon (1994), reportaron que juveniles de carpas de cabeza ancha mostraron numerosos efectos negativos después de una exposición crónica (124 días) al tiocianato: cambios en el tejido tiroide inician a concentraciones tan bajas como 1.1 mg/L; los efectos reproductivos fueron notorios por encima de los 7.3 mg/L, padecimientos como hipertrofia abierta fue observado a concentraciones tan bajas como los 7.3 mg/L. Muchos de estos efectos se cree que pueden ser ocasionados por la actividad antitiroide del tiocianato.

Parece 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 del derrame en Baia Mare. La cloración alcalina implica la adición de cloruro de cianuro, el cuál se

convierte en cianato.

Adicionalmente, la cloración alcalina permite la formación de varios complejos metalocianurados estables y es probable que genere la formación de amoníaco tóxico y compuestos amoníaco clorinados --cloraminas. El cianuro libre se puede liberar cuando el metalocianuro se descompone en la presencia de luz solar. Los cianatos son tóxicos para la trucha en el rango de 13 a 82 mg/L (Ingles and Scott, 1987).

Las cloraminas son normalmente encontradas por medio del análisis de cloros totales. La Agencia de Protección Ambiental (EPA) (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 el cianuro libre.

El reporte del PNUMA indica que el hipoclorito se agregó a algunas porciones de los desechos del derrame en Rumania. De este modo, es probable que cantidades indeterminadas de cianatos tóxicos, amoníaco, cloraminas, y complejos metalocianurados se formaron como resultado de este intento por descomponer el cianuro. Claramente, estos subproductos fueron los responsables de algunas de la mortandad acuática ocurrida.

- **La calidad del agua, parámetros biológicos y otros parámetros reguladores, son a menudo inadecuados, ineficaces en la protección de poblaciones y recursos. De este modo, numerosos metales tóxicos, no metales y formas de cianuro no serán monitoreados en los desperdicios ni en las descargas.**

El reporte de Baia Mare elaborado por el PNUMA, compare las concentraciones encontradas en las muestras de aguas superficiales con los criterios de calidad del agua de la Comisión Europea para el Río Rin--presumiblemente porque tales criterios no existen para las aguas superficiales rumanas o húngaras. Por supuesto que el Rin está bastante contaminado, por lo que los criterios son muy laxos para muchos constituyentes. Estos incluyen:

Constituyente	Criterios Conc. (mg/L)
Cianuro	0.25
Arsénico	0.005
Plomo	0.005
Cadmio	0.003
Cromo	0.025
Níquel	0.01
Mercurio	0.0005

El cuadro del PNUMA contiene la siguiente nota a pie de página: **“NB: En su última revisión, los valores límite para el cobre y el zinc han sido removidos; tampoco existen valores límite para el manganeso y el hierro.”**

Claramente, estos criterios no son adecuados para la protección de a vida acuática sensible, y la mayoría de los constituyentes que se espera estén presentes en tan compleja “sopa” no están incluidos en la lista. ***También es obvio que no hay parámetros internacionales aceptados que regulen derrames que crucen fronteras nacionales.***

Para efectos comparativos, es interesante notar algunos de los criterios para la calidad del agua en las tierras y parques en Columbia Británica según Ministerio de Ambiente (Canadá) (C.B. Canadá, Febrero, 1986). El criterio para el ácido débil disociable de cianuro para la vida acuática en cuerpos de agua dulce (30 días en promedio) es inferior o igual a los 5.0 µg/L; el máximo permitido en cualquier época es de 10 µg/L para el ácido débil disociable de cianuro.

- **La información desprendida del monitoreo de minas, frecuentemente no está disponible para la ciudadanía de manera útil.**

El monitoreo en sitios mineros es normalmente ejecutado por la mismo personal de la compañía o bien, por consultores que operan bajo su dirección. En los países menos desarrollados, la información que ellos generan es a menudo emitida tan sólo a las agencias reguladoras apropiadas, y tan sólo algunas pocas copias se pudieron haber producido. Dichos reportes de datos son a menudo elaborados una vez al año, solamente, de modo que los datos pueden no estar actualizados en el momento en que son enviados a los entes reguladores. En tales situaciones, al público en general puede que no se le permita ver los resultados, y lo que efectivamente se les permite ver, es a menudo información caduca. Es asimismo, muy común que estos reportes simplemente reporten datos, y no interpreten ni discutan realmente el significado del monitoreo. Tales situaciones generan gran desconfianza entre la compañía y los múltiples accionistas, y beneficiaría grandemente la participación activa de la ciudadanía en el proceso real del monitoreo.

La mayoría de los datos detallados sobre la calidad del agua y otros datos ambientales como resultado de las actividades de monitoreo del derrame en Rumania, no se han hecho públicos. Estos datos incluyen información de universidades, de agencias gubernamentales en numerosos países, de consultores, y de la compañía misma.

- **Las investigaciones de los derrames mineros en países en desarrollo, son a menudo subsidiados por los gobiernos de las compañías operadoras.**

A varios gobiernos, por ejemplo los de Canadá y Australia, se les conoce por financiar al menos algunas porciones de las investigaciones asociadas con los derrames mineros con fondos públicos, cuando estos incidentes ocurren en países extranjeros. Esto parece ser una forma de proteger la competitividad de las industrias favorecidas. Esta estrategia puede también asegurar que el reporte de investigación sea al menos “amigable” a los intereses de la compañía operaria.

No hay evidencia directa que tales actividades hayan ocurrido después del derrame en Rumania. Un ejemplo de tal ejercicio se puede encontrar en la evaluación “independiente” del derrame de cianuro en Kirguistán en 1998 (Hynes, *et. al.*, 1998).

- **Las reacciones geoquímicas de la minería pueden demorarse años en desarrollar impactos sobre la calidad del agua. Mientras que los desechos de la lixiviación cianurada del oro son normalmente alcalinos (pH 10-12), los problemas asociados con el drenaje ácido de roca (DAR) se pueden desarrollar más tarde.**

En Baia Mare, esencialmente todos los medios de comunicación se enfocaron en los aspectos dramáticos del derrame cianurado. Debido a que los fluidos del proceso de la lixiviación cianurada del oro se mantienen alcalinos, el potencial para desarrollar el drenaje ácido de roca se puede obviar. Yacimientos explotados o relaves que contienen concentraciones significativas de sulfatos, pueden llegar a ser ácidos después de la reacción entre los compuestos amortiguadores y los minerales. Estos procesos pueden tomar décadas para hacerse visibles, y las predecibles técnicas geoquímicas estandarizadas, a menudo desestimarán este potencial.

Un equipo técnico de la Agencia Estadounidense de Protección Ambiental realizó un viaje de asistencia a los sitios mineros en Baia Mare en Abril del 2000. Ellos específicamente constataron que las colas de relave estaban generando drenaje ácido de roca (ver reporte de campo; Larry Reed, 21 de junio del 2000). A largo plazo, el DAR probablemente representará un problema de contaminación mucho más oneroso que el ocasionado por el cianuro y productos derivados. El remedio a la problemática a largo plazo del DAR en sitios mineros estadounidenses, usualmente implica la construcción y operación de una planta activa de tratamiento de agua. En muchos casos, estas plantas deben ser administradas perpetuamente, y pueden costar entre \$500,000 y varios millones de dólares por año para su operación, dependiendo de los volúmenes de agua que sea necesario tratar. (Moran, 2000---ver <http://www.cipma.cl/hyperforum/index.htm>).

- **Las garantías financieras son usualmente inadecuadas o insuficientes, por ende, las compañías mineras podrían evitar el pago de potenciales daños ambientales.** Esta es una preocupación especial, donde las compañías de capital foráneo utilizan la bancarrota y se acogen a las leyes internacionales para evitar el pago de responsabilidades financieras. Los ciudadanos, por ende, subsidian los costos derivados de los impactos ambientales.

El gobierno rumano, al ser socio de la operación en Baia Mare, no requirió ningún bono financiero o ningún otro tipo de garantía financiera por parte de la compañía. Después del derrame, se le obligó a la compañía el pago de una multa equivalente a los \$ 170 US.

Referencias Consultadas y algunas útiles fuentes adicionales.

- 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.
- 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.
- 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.
- 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*).
- 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., Sec. C (*In Press*).
- 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 (*in Review*).
- 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.
- 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.
- Moran, R. E., 1999, Cyanide in Mining: Some Observations on the Chemistry, Toxicity and Analysis of Mining-Related Waters: Invited Paper, Central Asia Ecology—99 Meeting, Lake Issyk Kul, Kyrgyzstan; Sponsored by the Soros Foundation, June 1999. Available at the UNEP website: <http://www.natural-resources.org/environment/baiamare>
- Moran, R. E., 2000, Mining Environmental Impacts---Integrating an Economic Perspective (DRAFT): Centro De Investigacion Y Planificacion Del Medio Ambiente, Santiago, Chile: Internet Forum on Export Markets and the Environment [at: <http://www.cipma.cl/hyperforum/index.htm>].
- 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.
- Rickard, T.A., 1932, *Man and Metals* (2 volumes):Whittlesey House, McGraw-Hill Book Co., New York and London, 1051 pgs.
- 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.
- UNEP, March 2000, Cyanide Spill at Baia Mare, Romania: available at: <http://www.natural-resources.org/environment/baiamare>
- U. S. Environmental Protection Agency, 1986, *Quality Criteria for Water 1986*: U.S.EPA, Office of Water Regulations and Standards, Wash., D.C.
- Yarar, Baki, 1999, Alternatives for Cyanide in Process Metal Extraction and Methodologies for the Destruction of Environmental Cyanide: Invited Paper, Central Asia Ecology—99 Meeting, Lake Issyk Kul, Kyrgyzstan; Sponsored by Soros Foundation, June 1999.

Reconocimientos

El autor desea expresar su gratitud a Stavros Tsagos y a George Triantafyllidis de la Cámara Técnica de Grecia por su invitación a presentar estas ideas en la reunión celebrada en Komotini, Grecia, los días 14 y 15 de Octubre del 2000.

Acerca del Autor

Robert Moran, Ph.D., es un consultor geoquímico e hidrogeólogo con más de 29 años de experiencia doméstica e internacional en la conducción y manejo de proyectos para inversionistas privados, clientes industriales, grupos ciudadanos y tribales, organizaciones no gubernamentales, firmas de abogados y agencias gubernamentales. Gran parte de su experticia técnica trata sobre la calidad del agua y la geoquímica de aguas naturales y contaminadas, así como de los sedimentos relacionados con la minería, sitios de combustible nuclear, desarrollo industrial, recursos geotérmicos, desperdicios peligrosos, y el desarrollo de proyectos para el suministro de agua. Además, el Dr. Moran cuenta con amplia experiencia en la aplicación de sensores remotos en aspectos relacionados con recursos naturales, para el desarrollo de políticas de recursos y para el apoyo en procesos de litigación. El ha sido empleado por la U.S. Geological Survey, en su División de Recursos Hídricos, por varias firmas consultoras y como consultor privado. Ha trabajado en Kirguistán, Senegal, Guinea, Gambia, Sudáfrica, Omán, Pakistán, México, Perú, Chile, Australia, Grecia, Gran Bretaña, Canadá y Estados Unidos. El Dr. Moran recibió su doctorado de la Universidad de Texas en Austin. Se le puede encontrar en la red Internet en: remoran@aol.com.

También de CPM ...

Por favor visite nuestro sitio: www.mineralpolicy.org para ver y descargar nuestros dos primeros ensayos, *Cyanide Uncertainties* y *Overburdened*.