



EXACTAS
UBA

Universidad de Buenos Aires
ARGENTINA



TRABAJO FINAL INTEGRADOR

**TÍTULO: USO DEL CIANURO EN MINERÍA Y
SUS IMPACTOS SOCIO-AMBIENTALES:
REVISIÓN DE LA SITUACIÓN ACTUAL EN
ARGENTINA**



Autora: Dra. Sofía B. Iannelli

Directora: Lic. DI. Ana María Celeda

Codirector: Dr. Diego Fridman

2021



RESUMEN

El cianuro es un compuesto químico esencial para el tratamiento metalúrgico del oro y la plata, no encontrándose aún otros reactivos ambiental y económicamente más convenientes.

Este compuesto que se encuentra en la naturaleza de forma natural, también tiene un origen antropogénico al ser fabricado y utilizado en diversas industrias.

Tanto en minería como otras industrias han ocurrido incidentes durante su uso, pero únicamente se registran casos de poblaciones en contra de la actividad minera con uso de cianuro.

Sin embargo, la información recopilada y analizada en este trabajo indica que un uso adecuado y consiente de este reactivo y sus desechos generados no implica una amenaza directa para el ambiente. Las normas y protocolos establecidos a nivel internacional y nacional aseguran que un uso responsable del mismo es posible. Los métodos conocidos para su reciclado y destrucción al final del proceso metalúrgico muestran que su vertido al medio solo sucede en casos de incidentes aislados.

Desde la geología médica, este trabajo incluye el análisis e información de estudios realizados sobre los efectos del cianuro en la salud humana, dependiendo de las concentraciones, forma química y tiempo de exposición al mismo.

Finalmente se concluye que prohibir el desarrollo minero para evitar el uso de cianuro no asegura la protección absoluta del ambiente. En su lugar, la solución radica en un mejor sistema de auditorías, en el rol de contralor de las autoridades, y en la mejora del vínculo empresa-comunidad-estado, para que las poblaciones directamente influenciadas reciban información confiable acerca de las prácticas a realizar.

ABSTRACT

Cyanide is an essential chemical compound for the metallurgical treatment of gold and silver, whose physic and chemical properties made it unique for mining activity. Till today there has not been discovered a more environmentally and economically convenient reagent.

This compound, which is naturally found in the environment, is also industrially produced to be used in different types of applications.

Several incidents involving cyanide solutions have been reported both in mining and other industries. However, restrictive actions have only been taken against the use of cyanide in mining activity.

The compiled and analyzed information in this work, shows that a proper and conscious use of the reagent and the waste generated does not imply necessarily a threat to the environment. The international and national standards and protocols assure that a correct and responsible use is possible. The methodologies proposed for its recycling and destruction, at the end of the metallurgical process, show that cyanide solutions can spread on the environment only during isolated incidents.

From a medical perspective, this work includes the analysis and information of different studies carried out on the effects of cyanide in human health, depending on the concentration, the cyanide chemical specie present and time of exposure to it.

Finally it is concluded that prohibiting mining development to avoid the use of cyanide for gold extraction does not assure directly a complete protection of the environment. Instead, the solution would be a better auditing system in the controller role of the authorities and the improvement of the communication between the mining company, the local community and the local government, so the people living nearby receives reliable information about the mining activities to be carried out.

ÍNDICE

CAPÍTULO I. INTRODUCCIÓN	1
CAPÍTULO II. OBJETIVOS	4
CAPÍTULO III. MATERIALES Y MÉTODOS	5
CAPÍTULO IV. DEFINICIÓN Y USOS DEL CIANURO EN LA ACTIVIDAD MINERA	
4.1. ¿QUÉ ES EL CIANURO?	6
4.2. ORIGEN DEL CIANURO	11
4.2.1. Origen natural del cianuro en el ambiente	
4.2.2. Origen industrial del cianuro en el ambiente	
4.3. USOS INDUSTRIALES Y APLICACIÓN DEL CIANURO EN LA INDUSTRIA MINERA	15
4.3.1. La química de la reacción del oro con el cianuro	
4.3.2. El proceso de lixiviación con soluciones cianuradas	
4.4. TRATAMIENTOS DE AGUAS EXCEDENTES	20
4.4.1. Métodos de destrucción del cianuro	
4.4.2. Métodos de recuperación del cianuro	
CAPÍTULO V. YACIMIENTOS EPITERMALES DE ALTA Y BAJA SULFURACIÓN	
5.1. CARACTERIZACIÓN Y DISTRIBUCIÓN DE LOS YACIMIENTOS CON ORO EN ARGENTINA	27
5.1.1. Mineralogía del Au	
5.1.2. Depósitos auríferos	
<u>Depósitos epitermales</u>	
<u>Depósitos de pórfiro Cu-Au</u>	
5.1.3. Tratamiento metalúrgico del Au	
5.2. ESTADO ACTUAL DE LA MINERÍA METALÍFERA EN ARGENTINA	34
5.2.1. Contexto mundial de la producción de Au	
5.2.2. Producción nacional de Au	
<u>5.2.1a. Gualcamayo</u>	
<u>5.2.1b. Proyecto Veladero</u>	
<u>5.2.1c. Cerro Vanguardia</u>	
<u>5.2.1d. Proyecto Cerro Negro</u>	
CAPÍTULO VI. IMPACTO SOCIO-AMBIENTAL DEL USO DE CIANURO	
6.1. CAUSAS Y EFECTOS DE LA INTOXICACIÓN CON CIANURO	52
6.2. CASOS DE IMPACTO AMBIENTAL	55
6.2.1. Casos a nivel internacional	

6.2.1a. Baia Mare (Rumania)6.2.1b. Merriespruit (Sudáfrica)

6.2.2. Casos a nivel nacional

6.2.2a. Veladero

6.3. MEDIDAS DE CONTROL PARA EL USO DE CIANURO	65
6.4. ¿QUÉ HACER ANTE UN INCIDENTE CON CIANURO?	69
CAPITULO VII. NORMAS Y REGLAMENTACIONES ANTE EL USO DE CIANURO EN EL PAÍS	
7.1. USO DEL CIANURO A NIVEL MUNDIAL	71
7.2. ASPECTOS LEGALES EN ARGENTINA	
7.2.1. Regulaciones para su manejo y uso	74
7.2.2. Estado actual del uso de cianuro en nuestro país	
CAPITULO VIII. DISCUSIÓN	80
CAPITULO IX. CONCLUSIONES	84
CAPITULO X. AGRADECIMIENTOS	86
CAPITULO XI. BIBLIOGRAFÍA	87

CAPÍTULO I. INTRODUCCIÓN

El cianuro es un compuesto químico aniónico formado por un átomo de carbono (C) y uno de nitrógeno (N), de carga total negativa (CN^-). El término cianuro se suele utilizar de manera informal para todos los compuestos que poseen en su estructura química a dicho anión (Kuyucak y Akcil 2013). El cianuro puede aparecer de diferentes formas, ya sea como cianuro libre, compuestos simples de cianuro, complejos metálicos de cianuro, y compuestos asociados a cianuro (Sentruk 2013).

El cianuro puede tener un origen natural, siendo producido por bacterias, hongos y algas (Baxter y Cummings 2006). Además, se reconocieron alrededor de 2000 especies de plantas capaces de generar cianuro como glucósido cianogénico (*cyanogenic glycoside*) (p. ej. almendras, soja, espinaca, yuca, entre otros) (Simeonova y Fishbein 2004). Éste y sus derivados pueden tener también un origen industrial, encontrándose en la naturaleza por provenir de efluentes de distintas industrias como la del carbón, la minería y la siderurgia (Mousavi et al. 2011). Los compuestos más comunes producto de la actividad industrial, son el cianuro de hidrógeno, el cianuro de sodio y el cianuro de potasio. El primero es un gas incoloro, tóxico e inflamable, mientras que el cianuro de sodio y el cianuro de potasio son sólidos blancos no inflamables (ATSDR 2006). Otro compuesto derivado es el tiocianato, producto de la reacción espontánea entre cianuro libre y azufre (ATSDR 2006). Este compuesto es usado también como reactivo químico en distintas aplicaciones industriales y, actualmente, evaluado como posible agente lixiviante de metales nobles a nivel laboratorio y piloto (todavía sin aplicación industrial conocida) como reemplazo del cianuro.

Los usos del cianuro en la industria son múltiples y variados. En particular, sus sales de sodio y potasio se suelen utilizar en galvanoplastía, metalurgia, producción de sustancias químicas orgánicas, manufactura de plásticos, fumigación, fotografía y minería metalífera, entre otros (Kuyucak y Akcil 2013). La presencia de cianuro de origen industrial en el ambiente, muchas veces, está relacionada a los vertidos de aguas residuales no tratadas asociadas a procesos de minería, industrias químicas o a la manufactura de hierro o acero.

En el caso de la minería, su principal uso es como agente lixiviante para la extracción del oro, la plata y otros metales preciosos de los compuestos a los cuales se encuentra asociado en la roca (p. ej., sulfuros, materia carbonosa, etc.), especialmente en minerales de baja ley y/o aquellos donde los métodos físicos (trituración y separación) no son suficientes para extraerlo en cantidades económicamente rentables (Bazán et al. 2018).

En Argentina el desarrollo de la actividad minera con uso de cianuro para la recuperación de oro comienza con un mayor auge en la década de los 90', aunque ya era un

proceso utilizado con anterioridad. La actividad minera desarrollada anteriormente se caracterizaba por ser una minería de pequeña escala, artesanal y basada en minerales no metalíferos y rocas de aplicación (Iezzi 2011). De todas formas, algunos registros, particularmente en la provincia de San Juan, indican que ya en 1903, en las minas de Castaño Nuevo (Calingasta), se aplicó el método de cianuración por primera vez (Rosado et al. 2012). Por su parte, desde el año 1978 hasta la actualidad, YMAD empresa que pertenece a la Provincia de Catamarca y a la Universidad Nacional de Tucumán, produce oro y plata usando cianuro.

En los años 90, los cambios políticos y económicos que fueron realizados por el gobierno mediante la sanción de distintas leyes, tuvieron distinto grado de aceptación en la sociedad. Entre ellos, la eliminación de las barreras a las inversiones extranjeras y la desregulación de los mercados, favorecieron directamente a la industria minera metalífera de la extracción de cobre y también la obtención de oro.

En general, en la minería metalífera en el mundo y en nuestro país, la extracción de oro y plata se lleva a cabo a partir del proceso de cianuración (*cyanidation*). La elección de este método se basa en la tendencia del cianuro a complejarse con el oro y la plata, lo que resulta en la disolución de estos metales desde la roca asociada (Norman y Raforth 1994). Debido a los cuestionamientos ambientales que se hacen sobre su uso, se han intentado utilizar otros compuestos para reemplazarlo como tiourea, cloruros y otros haluros, pero los complejos de cianuro han prevalecido especialmente por ser más estables y eficaces y por no ser necesaria la adición de otras sustancias agresivas y potencialmente tóxicas para finalizar el proceso de recuperación.

Actualmente su uso está regulado tanto por organismos nacionales e internacionales. Las empresas disponen de protocolos para su manipulación y transporte, así como normas y pautas de remediación y asistencia en caso de un siniestro. Entre las normativas más importantes a mencionar se encuentra el llamado “Código Internacional del Cianuro” emitido por el *Consejo Internacional del Cianuro*, organismo encargado de auditar a aquellas empresas que tienen plantas y utilizan el método de cianuración para su tratamiento (Rosado et al. 2012). En el mismo figuran explícitamente los protocolos para el transporte, la manipulación y el correcto desecho de este compuesto. A nivel nacional las leyes que rigen son, dentro de la Constitución Nacional, el artículo 41, que en forma resumida, establece el derecho a un ambiente sano y el compromiso de preservarlo para las generaciones futuras. Por otro lado, está la Ley de Protección Ambiental para la Actividad Minera, ley 24.585, que aboga por la protección y conservación del medio ambiente y patrimonio natural y cultural que pueda ser afectado por la actividad minera además de establecer la obligación de las empresas a

presentar un Informe de Impacto Ambiental, donde se indican todas las actividades involucradas en las distintas etapas del emprendimiento minero y su potencial impacto en el medio ambiente. Por otro lado, la ley 24.051 de Residuos Peligrosos, incluye las normas a seguir para la manipulación, desecho y transporte de sustancias peligrosas, entre ellas las aguas cianuradas excedentes del proceso de lixiviación.

En Argentina se han encontrado numerosos yacimientos auríferos de tipo epitermales de alta y baja sulfuración algunos de ellos asociados a pórfiros cupríferos con alto potencial minero. En general, los yacimientos de alta sulfuración asociados a pórfiros, se ubican en el sector ONO del país, destacándose entre ellos los proyectos Veladero (Barrick Gold) y Gualcamayo (Mineros S. A.) ubicados en la provincia de San Juan y el proyecto Farallón Negro (YMAD) en la provincia de Catamarca (Secretaría de Minería 2020a). Por su parte, los yacimientos de baja sulfuración se ubican al sur de nuestro país. Entre ellos se encuentran los ubicados en el Macizo del Deseado como Cerro Moro (Yamana Gold), Cerro Negro (Newmont Goldcorp.), Cerro Vanguardia (Anglo Gold Ashanti Ltd.) y Don Nicolás (Cerro Gold Inc.) (Secretaría de Minería 2020a). Todos los yacimientos mencionados se presentan actualmente en operación, extraen oro como producto principal y en algunos casos plata como subproducto, utilizando la técnica de cianuración para su tratamiento.

El cianuro no cuenta con una buena reputación debido a las potenciales consecuencias ambientales y en la salud humana que acarrea el uso inadecuado o no regulado del mismo. En el caso particular de la minería, el agua de desecho liberada puede contener complejos metal-cianuro. El cambio en el pH y la exposición a la radiación solar, cuando estas sustancias son liberadas al ambiente, resultan en la ionización de algunos de estos complejos y la liberación de cianuro libre, definido como la suma del ácido cianhídrico gaseoso (HCN) que es liberado al aire y del ion cianuro (CN^-).

En relación con el ácido cianhídrico que se libera a la atmósfera después de su utilización, Brüger et al. (2018) muestran evidencias, a través de experimentos en laboratorio y en campo, de la no destrucción del mismo por oxidación y fotólisis, y por ello proponen que se tomen medidas de protección para los trabajadores y población circundante. La ATSDR (2006) indica que la vida media (el tiempo necesario para remover la mitad del material) del cianuro de hidrógeno en la atmósfera es alrededor de 1 a 3 años, pero dependiendo de las condiciones del ambiente (cerrado o abierto), el efecto de dilución que se produce desde la fuente puntual de emisión del gas hace que las concentraciones en general no sean peligrosas.

El cianuro es considerado un elemento peligroso en especial para aquellas personas que trabajan manipulando este compuesto sin seguir los procedimientos adecuados que aseguren un uso correcto del mismo. El cianuro y sus derivados pueden ingresar al cuerpo por

inhalación, la ingesta de alimentos y/o aguas contaminadas, así como también por la piel si se manipulan objetos contaminados sin la protección adecuada (Egekeze y Oehme 2011). Una vez que el cianuro alcanza los pulmones o el estómago pasa rápidamente al torrente sanguíneo. La combinación de HCN con el Fe⁺³ de la citocromo oxidasa resulta en hipoxia celular y el cambio en la respiración celular de aeróbica a anaeróbica (Surleva et al. 2012). Esta alteración trae como consecuencia la reducción de ATP celular, muerte de tejido y un aumento en la síntesis del ácido láctico.

Dependiendo de la concentración que ha ingresado al organismo, el cuerpo humano suele transformar al cianuro en otras sustancias potencialmente menos peligrosas. En particular, el tiocianato es la forma más común para liberar el excedente de cianuro a través de la orina (Logsdon et al. 1999). También puede transformarse en anhídrido carbónico que es liberado por las vías respiratorias.

Para evaluar la peligrosidad del cianuro en el cuerpo humano hay que tener en cuenta el tiempo de exposición y sus niveles de concentración. Si estos son bajos, el cianuro puede ser eliminado del cuerpo en 24 horas. Sin embargo, la exposición puede ser fatal ya que la toxicidad también dependerá de la forma en la que se presenta: cianuro de hidrógeno gaseoso o de sales de cianuro. Por otro lado, la rapidez con la que se auxilie a la persona con los antídotos específicos es clave para evitar daños irreversibles. Los órganos más afectados por la exposición a este compuesto son el cerebro y el corazón, llegando en los peores casos a producir coma y la muerte. En general, el cianuro se vuelve un elemento tóxico cuando se alcanza una concentración igual o mayor a 0,05 mg/dL en sangre, siendo fatal pasados los 0,3 mg/dL (ATSDR 2006).

La intoxicación con cianuro se evidencia rápidamente y algunos de los síntomas más comunes son respiración rápida y profunda y la falta de aliento, seguido de convulsiones y pérdida del conocimiento. La velocidad con que se manifiestan los síntomas dependerá de la cantidad de cianuro ingerida, del tipo de compuesto que contiene al ion cianuro y de la fuente del mismo (Jaszczak et al. 2017). Los efectos suelen manifestarse rápidamente si el cianuro ingresa al organismo a través de la respiración o por vía digestiva, mientras que a través de la piel suelen ser más lentos. La manipulación indebida de cianuro de hidrógeno o de sales de cianuro puede producir irritación y llagas. Entre los efectos más leves se reconocen dificultades para respirar, dolor del pecho, vómitos, alteraciones de la sangre, dolores de cabeza y dilatación de la glándula tiroides (ATSDR 2006). Se ha comprobado que el cianuro no es cancerígeno, aunque la exposición prolongada al mismo puede generar debilidad general, daños en los riñones, abortos espontáneos e hipotiroidismo, entre otras consecuencias (Jaszczak et al. 2017). De todas formas, algunos autores destacan que es necesario hacer una

investigación más profunda sobre las enfermedades crónicas que puede provocar la exposición constante a este compuesto (Knoblauch et al. 2020).

Distintas propuestas han surgido para el tratamiento de aguas cianuradas y/o la remediación de un ambiente ya contaminado por las mismas. Uno de los métodos que se está promoviendo es la capacidad de varias especies de bacterias de convertir al cianuro, tanto en condiciones aeróbicas como anaeróbicas, para utilizarlo como fuente principal de nitrógeno y carbono (Kumar et al. 2016). Otros organismos también son capaces de oxidar el cianuro en tiocianato y amoníaco en condiciones variables de pH, temperatura, niveles de nutrientes, concentración de oxígeno y del metal asociado (Akcil y Mudder 2003). También se ha estado trabajando en técnicas de electrocoagulación con aluminio y hierro (Mamelkina et al. 2020).

En este trabajo se propone hacer una recopilación de los conocimientos actuales en cuanto al uso de este elemento, así como sus potenciales riesgos y medidas de remediación. En el capítulo cuatro, se expondrán las principales características físico-químicas del cianuro y sus derivados, así como sus posibles orígenes, tanto naturales como industriales. En el capítulo cinco se hará mención a la metalurgia del oro y a los diferentes yacimientos auríferos en la Argentina. Además, se realizará una revisión de la industria actual del oro a nivel internacional y nacional, lo cual tiene implicancia directa en el consumo de cianuro en la industria minera. En el capítulo seis se abordan los impactos socio-ambientales del uso de este compuesto, como sus efectos en el ambiente y en la salud humana, así como también se destacarán las principales recomendaciones y normas de seguridad e higiene a la hora de utilizarlo. En el capítulo siete se hará una revisión de las reglamentaciones internacionales y nacionales que controlan y, en otros casos, que prohíben su uso en el país. Finalmente, en el capítulo ocho se presentará una discusión a partir de lo desarrollado en este trabajo sobre las razones a favor y en contra del uso de este compuesto.

CAPÍTULO II. OBJETIVOS

El objetivo central del presente trabajo final es hacer una integración y recopilación acerca de los conocimientos actuales sobre el uso de cianuro en la minería metalífera, particularmente en la minería de oro. Se hará referencia a las diferentes mineralizaciones en las que éste puede ser utilizado como agente lixiviante para la recuperación del oro y se describirán, en particular, las áreas de Argentina donde se ubican las mismas. Además, se revisarán los pros y contras de su uso en la actividad minera, definiendo los efectos que su uso puede tener sobre la salud de los trabajadores que manipulan el reactivo y los habitantes en zonas aledañas a los proyectos donde se utiliza. Todos estos abordajes permitirán evaluar de manera objetiva la importancia del uso del cianuro en la actividad minera metalífera.

Para cumplir con el objetivo central que guió el desarrollo del trabajo, se proponen los siguientes objetivos específicos.

- Exponer de forma clara y concisa la información recopilada acerca de las últimas investigaciones sobre las principales propiedades físico-químicas del cianuro, así como sus fuentes naturales y antropogénicas.
- Exponer los conocimientos actuales acerca del uso, aplicación y normas de seguridad en el manejo del cianuro, dentro de la actividad minera metalífera, junto a las regulaciones internacionales y nacionales que controlan el manejo adecuado del mismo.
- Comprender la toxicidad del compuesto y las consecuencias sobre la salud humana, explicando los efectos tóxicos y/o nocivos de su uso.
- Realizar un inventario de los principales yacimientos que utilizan el método de cianuración en sus procesos, caracterizando el tipo de yacimiento, la mineralización predominante, y las leyes minerales, analizando el impacto regional económico, social y ambiental de estos proyectos.
- Revisar y exponer los datos más relevantes acerca de su uso en el pasado y en la actualidad en nuestro país.
- Por último, se propondrán metodologías y recomendaciones para un buen manejo del cianuro en minería y las principales medidas de remediación que actualmente se estudian/se aplican en el mundo.

CAPÍTULO III. MATERIALES Y MÉTODOS

Para la realización del trabajo final integrador se destacan como metodologías principales la búsqueda bibliográfica y su categorización e interpretación.

A partir de la categorización de la información encontrada acerca del uso del cianuro y sus consecuencias socio-ambientales se plantearán distintos capítulos y subcapítulos para exponer lo aprendido de forma simple y ordenada.

La búsqueda bibliográfica se realizará principalmente en sitios web y bibliotecas digitales como la Biblioteca Leloir de la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales (UBA). Los artículos científicos usados como referencia serán obtenidos de plataformas libres como *Research Gate* y/o *Scopus* entre otros sitios donde es posible acceder a información de relevancia.

Para la edición de las figuras y para la generación de mapas se utilizarán programas de edición como *CorelDraw* y programas de mapeo como *QGis*.

CAPÍTULO IV. DEFINICIÓN Y USOS DEL CIANURO EN LA ACTIVIDAD MINERA

4.1. ¿QUÉ ES EL CIANURO?

El cianuro es un grupo químico que consiste en un átomo de carbono unido a un átomo de nitrógeno. Los cianuros son compuestos que contienen el grupo cianuro (CN) como ion CN^- en su estructura (Kuyucak y Akcil 2013). La concentración inicial, la temperatura, el pH de la solución y la intensidad de la luz ultravioleta, determinarán el grado de estabilidad de los mismos (Smith y Mudder 1991, Luque Almagro 2005, Malpartida 2017). A partir de su comportamiento ante determinadas condiciones de acidez es que se clasifican en cianuro libre, ácidos débiles disociables de cianuro (WAD) y ácido total o ácidos fuertes disociables de cianuro (SAD) (p. ej., Guerra Lu et al. 2007). En términos generales, los ácidos débiles (WAD) son aquellos que liberan cianuro en condiciones de pH entre 4,5 y 6, mientras que los ácidos fuertes (SAD) liberan cianuro a pH < 4. En este sentido los complejos débiles tienen mayor capacidad de liberar el ión cianuro y los cationes metálicos que los conforman en soluciones acuosas (y/o en el medio ambiente) (Luque Almagro 2005, Malpartida 2017). Por su parte, al hablar de “cianuro libre” se hace referencia a la sumatoria entre HCN y CN^- , que es considerado el agente tóxico primario sin importar la fuente de la cual provenga (Simeonova y Fishbein 2004). Teniendo en cuenta esto, el cianuro puede aparecer en una gran variedad de especies químicas en distintas condiciones ambientales.

Las soluciones cianuradas residuales producto de la actividad minera de oro pueden presentar numerosas variedades de cianuro (Mudder et al. 2001, Mousavi 2018). Se destaca la existencia de cuatro grupos principales (Tabla 4.1) (Luque Almagro 2005, Mousavi 2018).

	Clasificación	Ejemplos de compuestos de cianuro
Cianuros inorgánicos	Cianuro libre	HCN , CN^-
	Compuestos de cianuro simples	Solubles: NaCN , KCN , $\text{Ca}(\text{CN})_2$, $\text{Hg}(\text{CN})$ Insolubles: $\text{Zn}(\text{CN})_2$, $\text{Cd}(\text{CN})_2$, CuCN , $\text{Ni}(\text{CN})_2$, AgCN
	Complejos Metal-Cianuro	Complejos débiles: $\text{Zn}(\text{CN})^2-$, $\text{Cd}(\text{CN})^2-$, $\text{Cd}(\text{CN})^2$ Complejos moderadamente fuertes: $\text{Cu}(\text{CN})$, $\text{Cu}(\text{CN})^2-$, $\text{Ni}(\text{CN})^2-$, $\text{Ag}(\text{CN})^-$ Complejos fuertes: $\text{Fe}(\text{CN})^4-$, $\text{Co}(\text{CN})^4-$, $\text{Fe}(\text{CN})^3-$, $\text{Au}(\text{CN})^-$
	Compuestos asociados al cianuro	SCN^- , CNO^- , NO_3^- , NH_3 , CNCI , NH_2Cl
Cianuros orgánicos	Alifáticos	Propionitirilo, acetonitrilo, acrilonitrilo
	Aromáticos	Benzonitrilo, cianopiridina
	Glucósidos cianogénicos	Linamarina, amigdalina, durrín
	Cianolípidos	

Tabla 4.1. Clasificación de los diferentes compuestos de cianuro (Scott e Ingles 1987, Luque Almagro 2005, Guerra Lu et al. 2007, Mousavi 2018).

El primer grupo corresponde al **cianuro libre**, dado por la sumatoria entre el cianuro molecular y el iónico. En los procesos de la industria minera este compuesto suele darse al producirse la disolución de NaCN obteniéndose Na^+ y CN^- , el cual a partir de hidrólisis puede dar HCN. La concentración de estos compuestos estará dada por el pH, la salinidad o la concentración de metales en solución. En particular, el pH juega un rol esencial en la forma en la que se presenta el cianuro en solución (Guerra Lu et al. 2007). A valores de pH elevados, por encima de 10, la especie dominante es CN^- mientras que a pH por debajo de 8,3, neutros a ácidos, la forma estable es el HCN (Lottermost 2010, Mousavi 2018), mientras que ambas concentraciones se igualan a pH=9,4 (Logsdon et al. 2001) (Fig. 4.1).

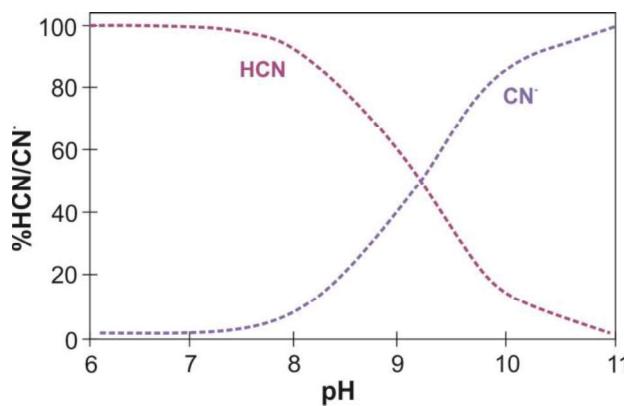


Figura 4.1. Curva de relación pH vs. % relativo de especies de cianuro libre (Logsdon et al. 2001, Luque Almagro 2005, Mousavi 2018).

Complejos simples de cianuro: se clasifican a su vez en sales solubles e insolubles. Entre los complejos solubles se encuentran los formados entre el ion cianuro y los cationes de metales alcalinos y alcalino téreos como Ca^+ , Na^+ , K^+ , los cuales se disuelven fácilmente en soluciones acuosas liberando CN^- y los cationes mencionados (Mudder et al. 2001). En consecuencia, es muy común la formación de HCN en medio acuoso, dependiendo del pH de la solución. Mantener pH elevados impide que suceda esta reacción (Guerra Lu et al. 2007).

Complejos metal-cianuro: suelen clasificarse en débiles y fuertes, según los metales involucrados. Los complejos débiles a moderados son aquellos donde el CN^- se acompleja con Cd, Cu, Ni, Ag o Zn, mientras que los complejos fuertes son los formados por metales como Cu, Fe y Au, los que suelen ser estables en soluciones ácidas y a temperatura ambiente (Barnes et al. 2000, Logsdon et al. 2001, Mousavi 2018). Teniendo en cuenta lo mencionado, los complejos débiles son los que pueden proveer más fácilmente ión cianuro en la solución así como cationes metálicos. A pesar de esta clasificación la estabilidad de estos compuestos depende ampliamente del pH de la solución y del potencial redox en el que se hallan (Luque

Almagro 2005, Smith y Mudder 1991). El hecho de que el oro en el mineral generalmente aparece acompañado de compuestos de otros metales en concentraciones mucho más altas hace que sea muy común la formación de complejos con el CN⁻ (Tabla 4.2) (Scott 1993, Logsdon et al. 2001). En la tabla 4.2 se muestra la estabilidad de los diferentes compuestos metal-cianuro (Logsdon et al. 2001; Luque Almagro 2005).

Nombre	Fórmula	Constante de disociación
Hexacianoferrato III (ferricianuro)	(Fe(CN) ₆) ⁻³	1,0 x 10 ⁻⁵²
Hexacianoferrato (II) (ferricianuro)	(Fe(CN) ₆) ⁻⁴	1,0 x 10 ⁻⁴⁷
Tetracianomercuriato (II)	(Hg(CN) ₄) ⁻²	4,0 x 10 ⁻⁴²
Tricianocuproato (I)	(Cu(CN) ₃) ⁻²	5,0 x 10 ⁻²⁸
Tetracianoniquelato (II)	(Ni(CN) ₄) ⁻²	1,0 x 10 ⁻²²
Dicianoargentato (II)	(Ag(CN) ₂) ⁻¹	1,0 x 10 ⁻²¹
Tetracianocadmiano (II)	(Cd(CN) ₄) ⁻²	1,4 x 10 ⁻¹⁷
Tetracianocincato (II)	(Zn(CN) ₄) ⁻²	1,3 x 10 ⁻¹⁷

Tabla 4.2. Constante de solubilidad de los complejos metal-cianuro involucrados en minería. Tomada de Luque Almagro (2005).

Compuestos derivados del cianuro: suelen formarse como productos de procesos naturales de atenuación del cianuro, por tratamientos industriales de aguas residuales o también por el propio proceso de cianuración (Mudder et al. 2001, Guerra Lu et al. 2007). Entre ellos se encuentra el tiocianato (SCN⁻) producto de la reacción entre el ión CN⁻ y sulfuros (átomos de azufre inestables). Se lo puede encontrar naturalmente en varios alimentos y plantas y también durante los procesos de lixiviación o en desechos industriales que contienen cianuro, el cual es mucho menos tóxico que el cianuro libre y menos afín a formar complejos metálicos solubles (Kuyucak y Akcil 2013). Además, es química y biológicamente degradable obteniéndose como subproductos amonio, carbonato y sulfato (Guerra Lu et al. 2007). Su impacto ambiental se asocia a su toxicidad y a los productos derivados del mismo según la concentración en la que se encuentre. El cianato (CNO⁻) se produce a partir de la oxidación de cianuro a través de agentes oxidantes (ozono, peróxido de hidrógeno y oxígeno gaseoso). Al disminuir el pH el cianato se hidroliza a amoníaco y carbonato. El amoníaco (NH₃) se puede generar también como producto de la reacción entre cianuro y tiocianato. Un problema común en el tratamiento de aguas residuales previo a su disposición segura mediante agentes oxidantes es que, el amoníaco puede formar complejos amídicos solubles con determinados metales pesados, por lo que su presencia puede inhibir la precipitación de estos metales durante la etapa posterior de eliminación por tratamiento a pH básicos (Guerra Lu et al. 2007).

Otros compuestos asociados a cianuro son el cloruro de cianógeno (NCCl), la clorammina (H_2NCl) y el nitrato (NO_3^-) (Mousavi 2018).

4.2. ORIGEN DEL CIANURO

4.2.1. Origen natural del cianuro en el ambiente

A pesar de que uno de los principales aportes del cianuro al ambiente proviene del desecho irresponsable de las diversas industrias que lo utilizan, es sabido que en la naturaleza se encuentran numerosos productos de este compuesto. Entre ellos se destacan algunos muy comunes en la vida cotidiana como las semillas de las cerezas, la manzana y el durazno, y las almendras (Malpartida 2017, Mousavi 2018). En las Tablas 4.3 y 4.4 se detallan los organismos que producen cianuro de forma natural y la cantidad promedio del mismo (Mousavi 2018).

Especie	Componente	Concentración de cianuro
Bambo	Hoja	1010 ppm
	Tallo	< 3000 mg/kg
Mandioca (variedad dulce)	Hojas	377-500 mg/kg
	Raíces	138 mg/kg
	Raíces secas	46-100 mg/kg
	Puré	81 mg/kg
Mandioca (variedad amarga)	Hojas	347-1000 mg/kg
	Raíces	327-550 mg/kg
	Raíces secas	95-2450 mg/kg
	Puré	162 mg/kg
Almendra	Amarga	280-2500 mg/kg
	Dulce	22-54 mg/kg
	Picante	86-98 mg/kg
Sorgo	Planta entera	< 2500 mg/kg
Manzana	Semillas	108 mg/100 gr
Ciruela	Semillas	696 ppm
Espinaca	Hoja	2,51 +/- 0,6 µg/g
Durazno	Semilla	196 ppm

Tabla 4.3. Contenido de cianuro en distintas especies de plantas. Modificado de Luque Almagro (2005) y Mousavi (2018).

Al momento se conocen dos rutas principales de producción de cianuro por microorganismos y diversos organismos: 1) síntesis directa de cianuro (bacterias, algas y hongos) y 2) producción de intermediarios cianurados estables (glucósidos cianogénicos) que luego se degradan para producir cianuro (plantas y artrópodos) (Luque Almagro 2005).

La producción de cianuro en bacterias que pertenecen a los géneros *Pseudomonas* y *Chromobacterium violaceum* se asocia a la fase de crecimiento de estos organismos y está

ligada a la concentración de hierro y fosfato en el ambiente (Askeland y Morrison 1983). Su producción es muy limitada en las algas mientras que se reconocieron más de 300 especies de hongos (McAfee y Taylor 1999), especies de helechos, gimnospermas y angiospermas (ej: Vetter 2000) capaces de producirlo. En el reino animal los organismos cianogénicos se han reconocido únicamente entre especies de artrópodos, cetípedos, milípedos e insectos (Nahrstedt 1988).

Las plantas producen cianuro a partir de la producción de etileno y de la degradación de glucósidos cianogénicos y cianolípidos (Poulton 1988), mientras que los artrópodos lo hacen a partir de la descomposición de glucósidos cianogénicos como la linamarina y la lotaustralina (Nahrstedt 1988).

En el caso particular de las plantas, los compuestos cianurados se encuentran como **amigdalina (glucósido cianogénico)**, compuesto en el cual el cianuro se presenta unido a moléculas de glucosa (Pentzoldm et al. 2015). A partir del mismo solo se liberan formas tóxicas como el cianuro de hidrógeno, cuando la estructura vegetal en la que se encuentra se hidroliza a partir de la interacción con enzimas (betaglucosidasas) durante la ingesta de estos vegetales y/o frutas. Estas enzimas son secretadas por las glándulas salivales de la mayoría de los animales, las cuales rompen las uniones de los compuestos glucósidos cianogénicos liberando al cianuro. La amigdalina existe en muchas frutas, verduras, semillas y nueces, como en los carozos de ciruelas y damascos, en brotes de poroto, castañas de cajú, cerezas, castañas, maíz, judías, lentejas, nectarinas, duraznos, maníes, pecanas, pistachos, papas, soja y otras nueces (Tabla 4.3). En el corazón de la almendra amarga hay aproximadamente 1 mg de HCN en forma de amigdalina, lo que implica que la ingesta de entre 5 a 25 semillas podría ser letal para un niño (Tabla 4.3).

Muchos autores han debatido la función específica de la producción de cianuro por estos organismos debido a su carácter tóxico. Las más aceptadas varían entre una función defensiva u ofensiva o con funciones reguladoras en el medio ambiente (Luque Almagro 2005, Malpartida 2017).

Muestra	Fuente	Concentración
Atmósfera	Humo de cigarrillo	0,5 mg/cigarrillo
	Combustión de automóviles	max. 10 mg/kg
	Autos con convertidor catalítico	1,1 mg/kg
	Fuego	1,8 ± 3 µg/m ³
Aguas	Desechos de galvanoplastía	
	Cianuro total	0,2; max.. 3 mg/kg
	Cianuro disociable	0,07 mg/kg
	Complejos de cianuro	0,2 mg/kg
	Tiocianato	0,02 mg/kg
	Solución cianurada (Industria del oro)	540 mg/kg
	Refinerías de petróleo	
	Cianuro total	0,01; max. 4 mg/kg
	Cianuro disociable	0
	Complejos de cianuro	0
Suelo	Tiocianato	2,2 mg/Kg
	Planta de coquización (Francia)	46,5 ± 14,5 mg/L
	Minas de oro (Brasil)	0,83-1,44 mg/kg
	Plantas de coquización (Alemania)	0,14 mg/L

Tabla 4.4. Concentración de cianuro en distintos ambientes. Modificado de Mousavi (2018).

Sin embargo, a pesar de la presencia del cianuro en numerosas especies vegetales, los organismos han desarrollado procesos enzimáticos que los protegen al momento de consumir estos alimentos. Distintos órganos (ej: el hígado) permiten la biotransformación del cianuro en compuestos menos tóxicos.

Es cierto que, ante ciertas dosis, que dependerán de la capacidad de metabolizar el cianuro en cada organismo, puede causar intoxicaciones graves o incluso la muerte. Sin embargo, este compuesto es de fácil degradación y atenuación, no es bioacumulable ni altamente persistente en el ambiente (Malpartida 2017). En la Tabla 4.4 se detallan las concentraciones promedio de cianuro en distintos ambientes y asociados a diversas industrias.

4.2.2. Origen industrial del cianuro en el ambiente

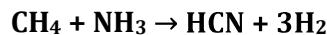
La producción industrial de cianuro puede darse en general de dos formas distintas: como subproducto de la fabricación de fibras acrílicas o, a partir de la reacción entre gas natural y amoníaco, a altas temperaturas y presiones, para producir cianuro de hidrógeno (HCN) en estado gaseoso (Logsdon et al. 2001). Se estima que la producción mundial de HCN ronda 1 y 2 millones de toneladas por año (Luque Almagro 2005, Mousavi 2018). El HCN se suele combinar con hidróxido de sodio (NaOH) dando como productos cianuro de sodio (NaCN), que al estar en estado sólido y ser más estable que el HCN, es la forma más común de

comercializar el cianuro (Logsdon et al. 2001). A nivel mundial, EEUU, Inglaterra y Alemania son los principales productores de este compuesto.

En relación con el cianuro de origen sintético, en 1894, Hamilton Castner desarrolló la síntesis de cianuro de sodio a partir de carbón, amoníaco y sodio. El cianuro de hidrógeno se produce en grandes cantidades en todo el mundo por la industria química. El proceso más importante es la *oxidación Andrussov*, inventada por Leonid Andrussov en IG Farben, en la que el metano y el amoníaco reaccionan en presencia de oxígeno a una temperatura de alrededor de 1200°C sobre un catalizador de platino, a partir de la siguiente reacción (Andrussov 1935):



De menor importancia es el *proceso Degussa* (proceso BMA) en el que no se agrega oxígeno y procede según la reacción (Endter 1958):



Como ya se mencionó el cianuro puede aparecer en el ambiente como parte de diferentes compuestos y también como cianuro libre. Particularmente, por su alta solubilidad en agua, su transporte a través de este medio es altamente eficiente (Monestel Herrera et al. 2009).

En proyectos mineros dónde se lo usa para la extracción de oro y plata sin seguir los protocolos de seguridad de forma adecuada, es muy común detectar su presencia en los diques de colas y en las aguas subterráneas (Monestel Herrera et al. 2009). En particular, los complejos fuertes de cianuro de cobre, así como el cianato y los tiocianatos (en soluciones acuosas) son muy estables y por lo tanto, fácilmente transportables en estos cuerpos de agua (Higgs 1992). Luego, en caso que las normas de seguridad no se hayan respetado y se produzcan derrames accidentales, el cianuro que está disuelto puede ser transportado aguas abajo alcanzando poblaciones aledañas.

Todos estos compuestos químicos afectan directamente a la vida acuática y según la cantidad y el nivel de exposición pueden generar importantes alteraciones en la cadena trófica.

Los escapes de cianuro al ambiente se dan comúnmente por fallas, filtraciones o pérdidas en los sistemas de impermeabilización o geomembranas que se utilizan como base de los diques de colas (EPA), que en el peor de los casos pueden alcanzar la napa freática. La segunda causa más frecuente es el desborde de soluciones de los embalses de

almacenamiento, como producto de grandes tormentas y/o crecientes. Estos escapes pueden alcanzar las aguas superficiales afectando a las plantas y los animales en contacto con las mismas, los recursos de agua potable y además, a largo plazo pueden filtrarse en las aguas subterráneas. Además, los diques de colas que no tienen mantenimiento ni monitoreo, pueden generar filtraciones que contaminan las aguas subterráneas. Tal es el caso de la cuenca de Witwatersrand, en Sudáfrica, donde una mina que fue abandonada sin un protocolo de cierre presenta varios diques de colas con filtraciones (Bakatula et al. 2012). Según los estudios realizados tanto en las aguas subterráneas como superficiales se han encontrado compuestos derivados de cianuro y ácidos débiles y fuertes de cianuro en distintas proporciones (Bakatula et al. 2012).

Por otro lado, los problemas ambientales identificados a largo plazo se relacionan con la movilización de metales pesados y/o la generación de drenajes ácidos.

Otro de los impactos que acarrea de forma implícita el tratamiento inadecuado de aguas residuales de procesos de cianuración es la contaminación en el aire. Varios organismos recomiendan (ej: EPA, Agencia de Protección Ambiental de EEUU), la adición de aguas ácidas para volatilizar al cianuro disuelto en las aguas excedentes. Según estos informes el cianuro tardaría solo 5 días en volatilizarse por completo. Otros estudios han demostrado que la volatilización del HCN en el aire puede demorar mucho más tiempo dependiendo de la cantidad liberada (Brüger et al. 2018).

4.3. USOS INDUSTRIALES Y APLICACIÓN DEL CIANURO EN LA INDUSTRIA MINERA

El cianuro cuenta con múltiples aplicaciones dentro de la industria química, y se estima que anualmente se producen más de 1,4 millones de toneladas de cianuro para abastecer esta demanda (Mousavi 2018). Algunas de las aplicaciones más importantes son su uso como estabilizante de cemento (cianuro de calcio, $\text{Ca}(\text{CN})_2$), como combustible (cianógeno, CN_2), para fotografía (ferrocianuro de sodio, $\text{Na}_2\text{Fe}(\text{CN})_6 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$), en galvanoplastía (ferricianuro de potasio, $\text{C}_6\text{FeK}_3\text{N}_6$) y minería (cianuro de sodio, NaCN) (Logsdon et al. 1999, Simeonova y Fishbein 2004, Taylor 2006). La industria farmacéutica también lo utiliza como Nitroprusiato para la hipertensión arterial. También se utilizan mínimas dosis de cianuro para la confección de pegamentos sintéticos donde existen compuestos semejantes al acrílico.

Como fumigante se utiliza particularmente en barcos y edificios, siendo este tipo de compuesto cianurado altamente peligroso ya que dos aspiraciones pueden ocasionar la muerte al estar expuesto a concentraciones mayores a 270-370 ppm. Por otro lado, en la producción de plásticos nitrogenados y poliuretanos se suelen utilizar compuestos cianurados,

pudiendo liberarse ácido cianhídrico cuando los mismos entran en un proceso de combustión. En joyería es común el uso de sales de cianuro para limpiar, endurecer y refinar metales, y también en minería, en la recuperación del oro en los minerales.

Los químicos cianogénicos, sustancias que en uno de sus pasos metabólicos se metabolizan a cianuro, como el acetonitrilo, son utilizados como solventes de uso industrial, así como también en productos cosméticos (ej: removedor de uñas esculpidas). Otro caso es el del acrilonitrilo utilizado en la producción de hules plásticos, sintéticos y adhesivos. Por último, el nitroprusiato también es utilizado en síntesis químicas

En particular, el uso del cianuro en la industria minera está asociado a su capacidad de reaccionar principalmente con el Au, pero también, en mayor o menor medida, con otros elementos que aparecen asociados al Au en la estructura mineral, como el hierro (Fe), cobre (Cu), zinc (Zn), níquel (Ni), plata (Ag), manganeso (Mn) y arsénico (As), obteniéndose también cantidades significativas de estos elementos en forma iónica en la solución resultante (Scott 1993). Según un informe de la minera *Newmont*, una concentración de 100 mg NaCN/l es suficiente para lixivar al Au en una velocidad adecuada (Guerra Lu et al. 2007). Sin embargo, si se desea lixiviar Ag estas cantidades aumentan ya que forma complejos más débiles con el CN⁻ en comparación con el Au. Aumentar progresivamente la concentración de CN⁻ provoca también la complejación con otros metales obteniéndose licores de lixiviación con mayor cantidad de metales en solución (Guerra Lu et al. 2007).

La industria minera metalífera de Au y Ag, utiliza al menos un 13% de la producción mundial de cianuro, aunque otros autores indican que es entre un 18 a 20% (Malpartida 2017).

4.3.1. La química de la reacción del oro con el cianuro

La disolución del Au a través del método de cianuración, procede en dos etapas donde se genera como producto intermedio el peróxido de hidrógeno (Norman y Raforth 1994). Tanto la disolución de oro en soluciones de cianuro aireadas, como el papel del oxígeno en el mecanismo, fueron investigados por Elsner en 1846.

El proceso de cianuración tal y como se conoce en la actualidad fue patentado entre 1887 y 1888 por McArthur y los hermanos Forrest. La reacción por la cual se logra disolver al Au y separarlo del resto de los minerales y componentes se denomina reacción de Elsner (Mudder et al. 2001) (Fig. 4.2). En este proceso el cianuro necesita oxígeno, ya que sin aire u oxígeno no hay disolución del oro. La solubilidad del oxígeno en agua es baja (entre 4 y 6 mg/l, dependiendo de la temperatura y presión del lugar).

En la figura 4.3 se presenta un diagrama de Pourbaix el cual es una representación gráfica del potencial eléctrico de la solución en función del pH para el oro bajo condiciones termodinámicas standard (usualmente agua a 25 °C) (Mousavi 2018). El diagrama tiene en cuenta los equilibrios químicos y electroquímicos y define el dominio de estabilidad para el electrólito (normalmente agua), el metal y los compuestos relacionados, por ejemplo, óxidos, hidróxidos e hidruros. Muchas veces se realizan estos diagramas en presencia de electrolitos distintos del agua (soluciones de agentes lixiviantes). Tales diagramas pueden ser construidos a partir de cálculos basados en la ecuación de Nernst y en las constantes de equilibrio de distintos compuestos metálicos. Los diagramas de Pourbaix son útiles en el campo de la corrosión, además de en otros muchos campos, tales como electrólisis industrial, recubrimiento, electro-obtención y electrorefinado de metales, celdas eléctricas primarias y secundarias, tratamiento de aguas e hidrometalurgia, etc.

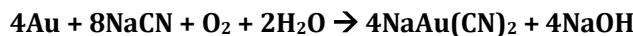
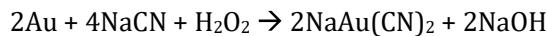
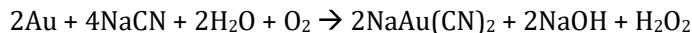


Figura 4.2. Reacción de Elsner donde se muestra como el peróxido es un subproducto de la misma obteniéndose como producto final NaAu(CN)_2 (Mudder et al. 2001, Mousavi, 2018).

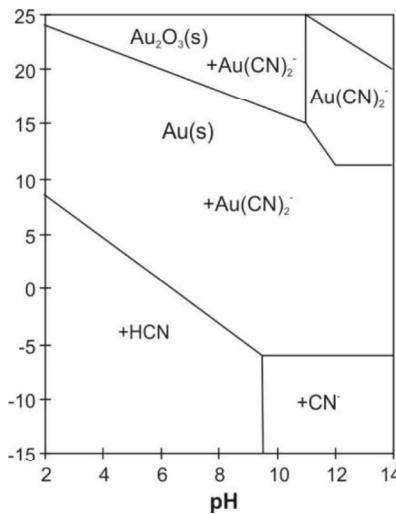


Figura 4.3. Diagrama de Pourbaix donde se observan los campos de estabilidad de los distintos compuestos formados entre el Au y el CN^- (Mousavi 2018).

4.3.2. El proceso de lixiviación con soluciones cianuradas

El proceso de extracción del Au mediante cianuración se inicia con la trituración y molienda del mineral (Fig. 4.4). Dependiendo de la mineralogía, la ley de oro, el grado de liberación del oro y la estrategia de producción, se puede proceder de distinta manera:

a) Realizar directamente la lixiviación sobre la totalidad del mineral: con la incorporación o no del cianuro en la etapa de molienda. La lixiviación del oro también puede proceder sobre la totalidad del material triturado alimentando a una pila estática de lixiviación que es regada con solución de cianuro alcalina o en grandes tanques donde se agrega solución de cianuro y con agitación lenta (Tabla 4.5). En estos dos últimos casos el proceso continúa durante un tiempo estipulado mediante estudios previos que aseguran la máxima extracción del oro (Logsdon et al. 2001, Mousavi 2018). Estos procedimientos requieren la circulación de millones de litros de agua alcalina con concentraciones de cianuro de sodio (NaCN), cianuro libre y complejos metal-cianuro, que podrían resultar potencialmente tóxicas en caso de un manejo inadecuado (Eisler y Wiemeyer 2004).

b) Obtener primero mediante procesos de concentración gravitacionales o por flotación (método fisicoquímico) un concentrado de oro que será alimentado a un proceso de lixiviación en tanque agitado con o sin presión. Durante la etapa de flotación se utilizan distintos reactivos colectores que son absorbidos por las superficies de los minerales convirtiéndolos en hidrofóbicos, lo que permite su adherencia a las burbujas separándose así de la ganga (Palomino Hidalgo y Ramos Ledesma 2008). En algunos casos es necesario realizar previamente procesos de tostación u oxidación si el oro se presenta en partículas microscópicas asociadas a materiales refractarios de otros metales, como Ag, Zn y Cu (Fig. 4.4) (Mousavi 2018).

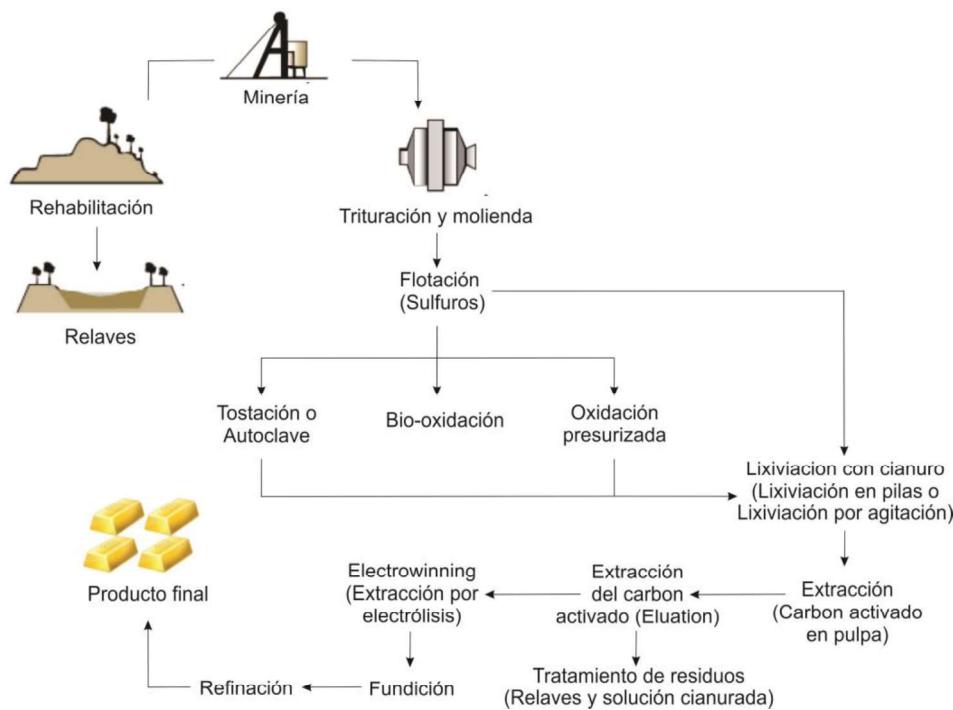
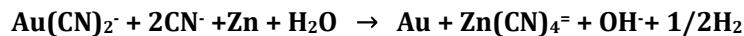


Figura 4.4. Esquema del proceso de separación. Modificado de Logsdon et al. (2001) y Mousavi (2018).

En general, en la industria minera del oro se utilizan soluciones de cianuro de sodio (NaCN) con concentraciones entre 0,01 y 0,05% (100-500ppm) (Logsdon et al. 2001).

Los métodos más utilizados para la recuperación del oro y otros metales preciosos a partir de la solución cianurada son la precipitación con zinc metálico (comercialmente conocida como método Merrill-Crowe), que pasa a solución mientras el oro vuelve a su estado metal (Mudder et al. 2001, Luque Almagro 2005). Esta precipitación procede según la siguiente ecuación:



A partir de 1950 se introduce la adsorción en carbón activado con posterior desorción, un método mucho más económico. El mismo permite diferentes soluciones para la elución como: sulfuro sódico cáustico (no es efectivo para recuperar la plata), solución de cianuro sódico e hidróxido sódico, o mezclas de etanol-agua, las cuales son introducidas en tanques de remoción (*stripping vessel*) a pH elevados y temperaturas cercanas a 95°C, para lograr la separación del Au del carbón activado (Mousavi 2018).

Para la adsorción y posterior recuperación del oro, el carbón activado granular se agrega al tanque donde está en agitación la pulpa de mineral (CIP: carbón en pulpa) o al licor de lixiviación luego de separado del sólido (CIL: carbón en lixiviado). En el caso de la lixiviación por

agitación los sólidos residuales se recogen en depósitos de relaves. En la lixiviación por pilas el licor lixiviente que atravesó la pila, se recogerá en un estanque (Logsdon et al. 2001).

Por último, la recuperación final como metal procede en celdas electrolíticas. Como se observa en la figura 4.4, la solución pasa a las celdas de electro-depositación, dónde se aplica una corriente eléctrica que permite la ruptura del complejo entre el cianuro y el oro, el cual se reduce y convierte en metal sólido, acumulándose en los cátodos de las celdas. Posteriormente, se funde para ser reprocesado, mientras que la solución estéril cianurada es recirculada hacia el circuito de lixiviación (Mousavi 2018). En la Tabla 4.5 se resumen comparativamente las características de los procesos de recuperación de oro por cianuración en tanque agitado y por cianuración en pilas.

	Cianuración por agitación	Cianuración en pilas
Tipo de minerales	Varios	Oro asequible a las soluciones sin moler
Granulometría mineral	80% < 150 a 45 microm	1
pH	9,5 a 11,5	9,5 a 11,5 (CaO)
Concentración NaCN	< 1g/l	<0,3 g/l
Oxígeno	burbujas	aireación natural
Tiempo de cianuración	hora-días	meses
Etapas complementarias	Lavado por decantación en contracorriente Decantación de los sólidos	Aglomeración
Costos	alto	bajo
Recuperación de oro	70-90%	50-80%
Procesos de recuperación de oro asociados	Merryll-Crowe Carbón activado Carbón en pulpa (CIP) Resina en pulpa (RIP) Carbón en lixiviación (CIL) Resina en lixiviación (RIL)	Merryll-Crowe Carbón activado

Tabla 4.5. Principales características de los métodos de cianuración por agitación y cianuración en pilas.

Debido a que el cianuro es una sustancia altamente peligrosa, su manipulación y transporte está regulado por normativas nacionales e internacionales. Entre ellas el *Código Internacional del Cianuro* propone un protocolo de seguridad para la protección de la vida, manejo y monitoreo de las sustancias que contengan cianuro. Las empresas que deciden seguir estos protocolos son periódicamente auditadas con el fin de saber si están siguiendo las normativas vigentes de forma correcta y obtener la certificación correspondiente (Malpartida 2017). Las normativas vigentes en nuestro país serán explicadas en el capítulo 7.

4.4. TRATAMIENTO DE AGUAS EXCEDENTES

En la industria minera, las soluciones residuales obtenidas al final del tratamiento mineral suelen presentar distintos niveles de concentración de compuestos tóxicos, entre ellos el cianuro. Su tratamiento, antes de ser desechadas, es un paso esencial en cualquier proceso industrial. Debido a la creciente demanda y regulación de normativas ambientales, la minería y las industrias químicas han desarrollado tratamientos específicos para tratar las aguas cianuradas residuales, para la eliminación del CN^- y de otros metales pesados de las mismas. Esto permite que estos efluentes ya no se consideren tóxicos para el medio ambiente y puedan ser desechados. En otros casos el tratamiento de aguas ha permitido que las mismas se vuelvan a reutilizar en el ciclo del tratamiento mineral (Malpartida 2017). En este sentido se puede clasificar a los procesos de tratamiento de aguas excedentes de cianuración en dos grandes grupos: destrucción y recuperación. Por un lado, los procesos de destrucción buscan convertir al cianuro y sus derivados en elementos menos tóxicos, mientras que los de recuperación buscan extraer el cianuro de la solución para volver a reutilizarlo en el circuito metalúrgico (Guerra Lu et al. 2007). En estos procedimientos es de gran importancia saber las concentraciones de CN^- y de los distintos metales disueltos para asegurar la mayor eficacia a la hora de elegir el tratamiento de recuperación o destrucción adecuado (Logsdon et al. 2001).

4.4.1. Métodos de destrucción de cianuro

Con estos métodos lo que se busca es transformar al cianuro en un compuesto menos tóxico sin buscar la recuperación o su posterior reutilización. En los métodos más comunes el principio básico es el de la oxidación del cianuro a otro compuesto, en general cianato, que luego será extraído de la solución. Esto permite también que las soluciones libres de cianuro luego sean tratadas para eliminar los metales en solución.

Los métodos de tratamiento por destrucción más comunes incluyen: la degradación natural del cianuro, los métodos de tratamiento de oxidación química, la degradación biológica y la degradación electrolítica (Kuyucak y Akcil 2003, Mousavi 2018).

Degradación natural implica la retención de las aguas cianuradas en diques de colas. La eficacia de la degradación natural estará sujeta a parámetros como el pH, la concentración de cianuro en los compuestos presentes, la radiación UV y la presencia de bacterias, entre otros (Logsdon et al. 1999). Dentro de la degradación natural se encuentra la volatilización de cianuro de hidrógeno (HCN) con posteriores transformaciones atmosféricas a sustancias químicas menos tóxicas, proceso que reduce la concentración de cianuro libre en la solución (Malpartida 2017). La cantidad de cianuro que se pierde en este proceso se incrementa con

menores valores de pH, con mayor aireación de la solución y con temperaturas altas. Este procedimiento se da naturalmente a partir de la radiación solar y las transformaciones biológicas de bacterias (Malpartida 2017). En la mayoría de las aguas superficiales el cianuro suele encontrarse en su mayor parte como HCN y puede volatilizarse naturalmente, debido a que estas soluciones tienen un pH entre 5 y 8,5 (Fig. 4.1) (Guerra Lu et al. 2007).

También se ha aconsejado acidificar las aguas para convertir el cianuro en cianuro de hidrógeno gaseoso. Según la agencia de Protección Ambiental de los EE.UU. (EPA) la volatilización del cianuro terminaría en 5 días. Sin embargo, algunos autores aseguran que en estudios realizados en laboratorio imitando las condiciones naturales, no se detectó la volatilización espontánea de cianuro ni se observó oxidación por parte del oxígeno del aire ni fotólisis de cianuros a partir de la radicación UV luego de su volatilización desde las aguas residuales que lo contenían (Brüger et al. 2018).

Las especies de cianuro también pueden ser adsorbidas sobre las superficies de los minerales arcillosos o en el carbono orgánico en los suelos, dónde las bacterias asimilan el cianuro mediante diversas reacciones aeróbicas y anaeróbicas. En algunos casos, la combinación de estos procesos de degradación natural es suficiente para disminuir la concentración de cianuro y satisfacer así los requisitos que reglamentan la descarga de soluciones que contienen cianuro.

La degradación natural es uno de los métodos más utilizados para eliminar el cianuro. Se estima que al menos 20.000t de HCN se evaporan anualmente a nivel internacional gracias a este sistema (Korte et al. 2000). Sin embargo, es preciso considerar que el HCN posee un tiempo de vida media de 267 días (Atkinson 1985), por lo que el mismo se acumula en la atmósfera y podría contribuir a la formación de otros compuestos tóxicos como el CO₂ y el metano (Korte et al. 2000). De todas formas, todavía no se han hecho estudios precisos que prueben esta premisa.

Oxidación química: dentro de estos métodos se encuentra la desinfección con cloro alcalina o proceso de cloración alcalina, a partir del cual el cianuro se convierte primero a cloruro de cianógeno (CNCl), que luego se hidroliza y pasa a cianato (Logsdon et al. 2001). Si todavía hay cloro en la solución el cianato se hidroliza y pasa a amoníaco que luego se oxida a gas nitrógeno. Es un proceso en dos etapas donde en primer lugar se forma el compuesto CNCl a partir de la cloración del CN⁻ en la solución. La hidrólisis continua de este compuesto forma en primer lugar amoníaco y en última instancia gas nitrógeno (Mousavi 2018).

Otros procesos incluyen el uso de tres reactivos que son: dióxido de azufre, peróxido de hidrógeno y ácido de Caro (Guerra Lu et al. 2007). En el primer caso, se utiliza SO₂ y aire en presencia de un catalizador de cobre para oxidar cianuro en cianato. El método fue

desarrollado por la compañía minera canadiense INCO y puede aplicarse a soluciones o a lodos, y aunque la reacción es rápida, no es capaz de oxidar subproductos intermedios del cianuro. Esta reacción se realiza a un pH entre 8-9 y se suele adicionar cal para disminuir el efecto de acidez propia de la reacción y así mantener el pH constante (Guerra Lu et al. 2007; Logsdon et al. 2001). En el caso del peróxido de hidrógeno, este oxida al cianuro y lo convierte en amonio y carbonato. Los cianuros de hierro no se oxidan mediante el peróxido, pero precipitan como sólidos insolubles y estables donde también se obtiene cianato como subproducto. La reacción se lleva a cabo a pH entre 9 y 9,5. Ambos procesos son eficaces en la oxidación de cianuro libre, cianuro WAD, y cianuros de hierro que se eliminan como complejos insolubles de cobre-hierro-cianuro. Este proceso fue desarrollado por Degussa. Finalmente, el ácido de Caro, combina ácido sulfúrico con peróxido de hidrógeno para formar H₂SO₅, también se emplea como agente oxidante para descomponer el cianuro en solución.

En el esquema de la figura 4.5 se detallan las reacciones que tienen lugar durante cada uno de estos tratamientos (Guerra Lu et al. 2007).

Dióxido de sulfuro de INCO/aire



Peróxido de hidrógeno



Ácido de Caro



Figura 4.5. Reacciones químicas que suceden en los diferentes métodos de oxidación química para la destrucción del cianuro (Guerra Lu et al. 2007).

Electrocoagulación: es uno de los métodos más estudiados recientemente (Mousavi et al. 2011, Mamelkina et al. 2020). Se basa en introducir una corriente eléctrica en una celda galvánica que provoca la disolución de los ánodos galvánicos generando cationes disueltos y sus hidrocomplexos (Mousavi 2018). Estos cationes actúan como desestabilizadores o agentes coagulantes, permitiendo la eliminación de los contaminantes de la solución en varias etapas (Mousavi 2018). Diversos autores han probado distintos metales como ánodos galvánicos para medir la eficiencia en la extracción del cianuro de las soluciones, variando parámetros como el pH de la solución o la carga eléctrica aplicada (Mousavi et al. 2011). Otros parámetros que se tienen en cuenta son el arreglo de los electrodos, el tipo de carga eléctrica, la densidad de la corriente, y el material del electrodo. Los más utilizados al momento son el hierro y el aluminio por ser elementos no tóxicos (Mousavi et al. 2011). También se ha estudiado la posibilidad de

remover el cianuro por coagulación o electrocoagulación con electrodos de hierro que permiten la formación de complejos hierro-cianuro solubles e insolubles debido a la liberación de Fe^{2+} desde el ánodo. Además, se han utilizado electrodos de aluminio donde la solubilidad del cianuro decrece por neutralizarse con hidróxidos solubles de aluminio (Mamelkina et al. 2020). Aparte de probar la capacidad de eliminar el cianuro de las soluciones, se comprobó la no existencia de especies peligrosas derivadas del cianuro al final de estos procesos, como cloratos o percloratos.

Precipitación de cianuros estables: procede mediante el agregado de complejantes como el hierro, que al formar ácidos fuertes con el cianuro, como el $\text{H}_4(\text{Fe}(\text{CN})_6)$, permiten disminuir la cantidad de cianuro en solución debido a su precipitación. Este ácido puede además realizar una reducción adicional de la concentración de hierro u otros metales pesados (Me) mediante la precipitación de sales insolubles del tipo $\text{KMe}(\text{Fe}(\text{CN})_6$ (Logsdon et al. 2001). Sin embargo, un gran inconveniente de este método es la generación de lodos potencialmente tóxicos y muy ácidos (Luque Almagro 2005).

Métodos de estabilización: la introducción de distintos reactivos puede disminuir la velocidad de migración de los contaminantes, disminuyendo así la toxicidad y recuperando el cianuro (Mudder et al. 2001, Luque Almagro 2005). La adsorción por carbón activado es uno de ellos. En este caso el cianuro es eliminado a partir de entrar en contacto con una superficie sólida, es decir el carbón activado. Sin embargo, este método solo es aplicable en residuos con cantidades traza de cianuro y tiene un alto costo económico.

Biodegradación: alternativa biológica donde microorganismos y enzimas son los principales agentes de degradación. Este es uno de los métodos más recientes que sigue desarrollándose ampliamente, aunque su aplicación en la industria es aún limitada. Esto se debe a que el cianuro suele degradarse muy bien en condiciones oxidantes; sin embargo, las bacterias que mejor trabajan en ello son anaeróbicas, lo que trae algunas complicaciones al momento del tratamiento (Logsdon et al. 2001). En general, este proceso se basa en la capacidad de determinadas bacterias de utilizar el oxígeno del aire para descomponer compuestos de cianuro en nitratos, bicarbonatos y sulfatos permitiendo la oxidación de complejos metálicos de cianuro y de ácidos fuertes de cianuro (DAD) (Logsdon et al. 2001). Sin embargo, son reacciones que se vuelven poco eficaces a bajas temperaturas y a concentraciones muy altas de cianuro. Otras de las desventajas o problemáticas a resolver para aumentar su eficiencia es la baja supervivencia y proliferación de los organismos degradantes a alta concentración de cianuro y al elevado pH, que se usa para prevenir la formación de ácido cianhídrico durante el proceso de lixiviación (Vargas Serna 2017). Las ventajas por las cuales se realizan cada vez más investigaciones sobre esta temática son que

las plantas de tratamiento no requieren grandes instalaciones y el costo de las sustancias químicas involucradas es relativamente bajo (Logsdon et al. 2001). En su trabajo, Vargas Serna (2017) propone la utilización de la enzima cianuro dehidratasa de *Bacillus pumilus* como alternativa para degradar cianuro en aguas industriales. Sin embargo, esta alternativa biológica todavía está en estudio debido a su baja solubilidad y tolerancia al pH básico y a las altas temperaturas que dificultan la eficiencia en el proceso.

Por otro lado, Akcil y Mudder (2003) mencionan la existencia de varias especies de microorganismos que se vienen utilizando como descomponedores de cianuro y de sus compuestos derivados. Estos microorganismos incluyen especies del género *Pseudomonas*, *Bacillus*, *Micrococcus*, *Neisseria*, *Paracoccus*, entre otras (Given et al. 1998, Mudder et al. 1998). En general, la degradación se da en dos pasos, primero se produce la oxidación de los cianuros y el tiocianato, y en paralelo la absorción y precipitación de metales libres. El cianuro y el tiocianato se degradan a amoníaco, carbonatos y sulfatos. En la segunda etapa el amoníaco es transformado en nitrato (Akcil y Mudder 2003).

Por otro lado, además de las diferentes especies de microorganismos mencionados, es importante destacar también la existencia de plantas que favorecen la degradación de cianuro. Varias especies de hongos, micro y macro algas y plantas vasculares han sido utilizadas para remediación de sectores dañados por contaminación con soluciones cianuradas. Entre las especies que más se estudiaron está la *Brassica Juncea* y la *Chara canescens*. Las plantas y algas mencionadas tienen la capacidad de secretar a través de sus raíces determinados compuestos que permiten potenciar la actividad ciano-degradante de varios microorganismos (Kumar et al. 2016).

4.4.2. Métodos de recuperación del cianuro

Dentro de éstos, los métodos de recuperación del cianuro se encuentra el **proceso AVR** (Acidificación, Volatilización y Re-Absorción) que implican la acidificación de la solución ($\text{pH} < 8$) para disminuir el CN^- de la solución (Acidificación), ya que el cianuro libre y los compuestos WAD se convierten en gas cianhídrico (Volatilización). Este gas, altamente tóxico, es extraído de la solución en torres de volatilización. Luego, el gas se pone en contacto con una solución alcalina de hidróxido de sodio lo que permite obtener una solución rica en cianuro de sodio (Re-Absorción) (Guerra Lu et al. 2007).

Este método tiene varias ventajas como la capacidad de reducir al cianuro disociable en ácido débil en el agua a menos de 10 mg/l, además de que el cianuro se recupera para ser reutilizado. Gracias a este proceso se eliminan los metales pesados de la solución, así como también los cianuros complejos de hierro pueden eliminarse por precipitación, utilizando aire,

cal y ácido sulfúrico como reactivos. Los métodos de reciclado permiten reducir al mínimo la cantidad de cianuro total utilizado y disminuir los costos operativos. Sin embargo, la instalación de la planta requiere una gran inversión de capital y por otro lado, el gas cianhídrico producido es altamente peligroso (Guerra Lu et al. 2007). Este método de recuperación en tres pasos, control del pH, volatilización y captura del cianuro liberado es aplicado en varios países como Canadá, México y Australia. En los últimos años este tratamiento se ha desarrollado en un proceso comercial patentado denominado **Cyanisorb** aplicado en plantas en Brasil y Argentina (Logsdon et al. 2001).

Otro método de reciclado que todavía está en investigación es el proceso **Cyanosave**, el cual utiliza perlas de resina de poliestireno para absorber a los complejos de cianuro y separarlos así de las soluciones. Estas perlas de resina se denominan *Vitrokele* y aunque es una técnica que ya fue aplicada en algunos países todavía está en desarrollo (Logsdon et al. 2001).

Por otro lado, además de las técnicas de tratamiento para el reciclado o desecho de las soluciones, muchas industrias han probado métodos para recuperar de las soluciones de lixiviación cianuradas al cobre y otros metales de transición disueltos, ya que estos metales pueden traer problemas en las etapas posteriores de recuperación del oro (Guerra Lu et al., 2007). Para ello se utiliza un método denominado **SART**, el cual involucra cuatro etapas principales. El primer paso es acidificar la solución cianurada rica en metales a partir de adicionar ácido sulfúrico hasta reducir el pH a 5, junto a NaSH o Na₂S. Este proceso permitirá la formación de sulfuros de cobre y otros metales, entre el ion hidrosulfuro (HS⁻) y los iones metálicos, que son recuperados en las etapas de sedimentación y filtrado (Guerra Lu et al. 2007). Por otro lado, se obtiene como producto gas de cianuro de hidrógeno que es enviado a torres de volatilización y reabsorbido en una solución alcalina (AVR). Muchas veces se suele adicionar también ácido sulfúrico (H₂SO₄) si el metal continúa acomplejado con el CN⁻, como es el caso del Zn⁺ (Guerra Lu et al. 2007). Este proceso continúa con la etapa de re-neutralización donde el pH de la solución se aumenta de 9,0 a 10,5 con adición de cal, lo que permite precipitar los metales residuales como hidróxidos y carbonatos y aumentar la alcalinidad de la solución. Así se obtiene una solución libre de metales y CN⁻, y rica en Au para pasar al proceso de obtención del oro metálico (Guerra Lu et al. 2007). A pesar de que este proceso no se usa específicamente para el tratamiento final de las aguas excedentes, permite disminuir ampliamente el contenido de cianuro en la solución permitiendo que al final del tratamiento se obtenga además de un mejor rendimiento en la producción, aguas excedentes menos tóxicas, lo que implicará reducir los tratamientos de destrucción y reciclado del cianuro.

CAPÍTULO V. YACIMIENTOS EPITERMALES DE ALTA Y BAJA SULFURACIÓN

5.1. CARACTERIZACIÓN Y DISTRIBUCIÓN DE LOS YACIMIENTOS CON ORO EN ARGENTINA

5.1.1. Mineralogía del Au

El elemento Au puede encontrarse en la naturaleza de diversas formas. Sin embargo, la manera más común es en estado nativo o formando aleaciones, generalmente con plata como electrum (Tabla 5.1). También suele aparecer como oro nativo en partículas pequeñas, finamente diseminado dentro de la estructura mineral o formando inclusiones dentro de otros minerales, como por ejemplo en sulfuros; los más comunes son pirita, pirrotina (FeS), arsenopirita ($FeAsS$), calcopirita ($CuFeS_2$), esfalerita (ZnS), estibina (Sb_2S_3). En estos casos el oro aparece mezclado mecánicamente con los sulfuros sin formar una unión química o solución sólida (Fig. 5.1); además puede aparecer como inclusiones dentro de cristales de cuarzo y/o en materia carbonosa (Henley, 1975). Es poco común encontrarlo formando compuestos; únicamente se combina de forma natural con los elementos teluro (Te) y selenio (Se) (Tabla 5.1) (Ros Moreno 2017).

Oro	Au
Electrum	(Au,Ag)
Cuproaurida	(Au,Cu)
Porpezita	(Au,Pd)
Rhodita	(Au,Rh)
Oro irídico	(Au,Ir)
Calaverita	AuTe 2
Krennerita	(Au,Ag)Te 2
Montbrayita	(Au,Sb)2Te 3
Petzite (antamokita)	Ag ₃ AuTe 2
Uytenbogaardtita	Ag ₃ AuS ₂
Aurostibita	AuSb ₂
Fischesserita	Ag ₃ AuSe ₂
Oro Platinado	(Au,Pt)
Oro Bismuthiano	(Au,Bi)
Oro amalgamado	Au ₂ Hg ₃ (?)
Maldonita	Au ₂ Bi
Auricuprida	AuCu
PalladioCuroaurida	(Cu,Pd) ₃ Au ₂
Muthmannita	(Ag,Au)Te
Sylvanita	(Au,Ag)Te 4
Kostovita	AuCuTe 4

Tabla 5.1. Minerales en cuya estructura se encuentra el Au. Se incluye la fórmula química en cada caso.

Tomado de Henley (1975), Grimwade (1992) y Restrepo Baena (2020).

El Au como oro libre suele estar asociado a depósitos aluvionales, mientras que encontrarlo formando parte de la estructura mineral es más común en depósitos como los filones o diques hidrotermales de cuarzo y oro, donde se presenta generalmente asociado a pirita y otros sulfuros.

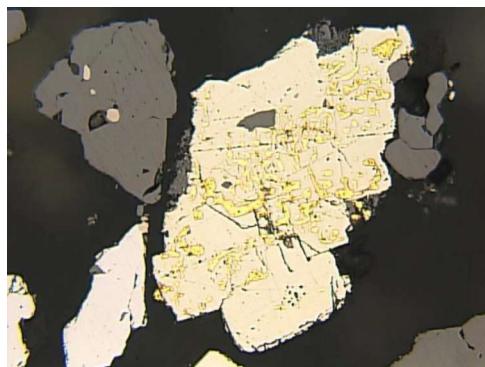


Figura 5.1. Luz reflejada en microscopio óptico. Oro fino en granos de pirita. Fuente: Restrepo Baena (2020).

El Au presenta determinadas propiedades físico-químicas, esenciales en los procesos metalúrgicos. Entre ellas se destacan: la mojabilidad por el Hg, lo que permite su separación mediante la técnica de amalgamación; su alto peso específico, propiedad que es aprovechada en la concentración gravitacional; su flotabilidad natural en los tratamientos por flotación por espumas y su fácil disolución en cianuro, que permite que el proceso de cianuración sea eficaz en su separación (Grimwade 1992, Angove 2005).

Sin embargo, la efectividad del proceso metalúrgico que se aplica depende directamente del tamaño de las partículas de oro, para lo cual se suele diferenciar al oro en visible e invisible. El Au invisible se define cuando el tamaño de grano es muy fino ($< 0,02$ mm). Partículas de oro tan finas se suelen concentrar preferentemente en sulfuros, como la arsenopirita (FeAsS), en la cual a veces se encuentra formando enrejados submicroscópicos, que dificultan el proceso de liberación del oro. En la Tabla 5.2 se incluye una clasificación de las partículas de oro dependiendo de su tamaño. Los tamaños de grano para el oro se dividen en:

- Muy muy grueso	>1 mm
- grueso	>0.15 mm
- fino	<0.074 mm
- muy fino	<0.010 mm

Tabla 5.2. División de los tamaños de grano del Au. Tomado de Restrepo Baena (2020).

5.1.2. Depósitos auríferos

Los yacimientos minerales donde el Au aparece como mena son variados y diversos. Hay diferentes clasificaciones geológicas para diferenciar estos depósitos aunque la más utilizada es la propuesta por Yannopoulos (1991) en la cual se divide a los depósitos auríferos en: vetas de oro-cuarzo, depósitos epitermales, placeres jóvenes, placeres fósiles, depósitos con oro diseminado, oro en menas de metales no ferrosos y oro en agua de mar.

En Argentina, existen diversos tipos de depósitos auríferos que actualmente se encuentran en etapa de explotación o producción. A escala regional se han definido cuatro provincias metalogénicas auríferas denominadas como: Provincia Aurífera de Antofalla (PAA), Provincia Aurífera Central (PAC), Provincia Aurífera Nordpatagónica (PANP) y Provincia Aurífera del Deseado (PAD). En la Tabla 5.3 se mencionan brevemente los tipos de depósitos descriptos en cada una de las provincias metalogénicas y ejemplos de proyectos mineros en las mismas (Segal y Zappettini 2003).

Provincias Metalogenéticas Auríferas				
Provincia	Tipo de depósito	Yacimiento	Ubicación	Características
Provincia Aurífera de Antofalla	Vetas auríferas asociadas a turbiditas	Mina Incalhusi	Catamarca	Vetas y venas de cuarzo pseudocorredoras con niveles de sedimentitas. Mineralización: oro libre, escasa pirita, arsenopirita y calcopirita.
	Porfiros de Au (Ag+ Bi) y asociados	Distrito Rinconada	Jujuy	Vetas de cuarzo hidrotermal con oro primario en ejes de anticlinales y paralelas a niveles sedimentarios en secuencia turbiditica orovídica deformada. Mena: oro, electrum, Fe, Cu, As, Bi y Ag.
	Depósitos epitermales de alta sulfuración	Co. Redondo	Jujuy	Porfiro aurífero dacítico. Depósito de mena en simultáneo con brechamiento, turmalinización y silicificación, con pulsos de mineralización. Oro asociados a sulfuros de Fe, Cu, As, Bi y Ag.
	Depósitos de placer	Diablillos	Salta	Mineralización en sectores portadores de oro y plata diseminados en zonas de alteración hidrotermal asociadas a brechas y venas de silicito-goethita
Provincia Aurífera Central	Depósitos de placer	Aluviones del Distrito Rinconada	Puna jujeña	Asociados a depósitos turbídicos con Au de los cuales derivan. Son conglomerados terciarios.
	Porfiros de Cu-Au	Mina Bajo de La Alumbra	Catamarca	Asociado al Comp. Volc. Farallón Negro del Mioceno tardío en Sa. Pampeanas. Cuerpos dacíticos lo intruyen formando stockworks asociados a las mineralizaciones de Au y Cu, que se encuentran principalmente en la zona de alteración potásica. Fallamiento posterior controla la mineralización.
	Pórfiros de Cu Mo (Au)	Yacimiento Agua Rica	Catamarca	Pórfiro disminuido de Cu Mo Au con fuerte alteración epitermal de alta sulfuración. Sobreimpuesto alteración hidrotermal y enriquecimiento supergénico.
	Depositos metasomáticos-Skarns auríferos	Guallil y Guacamayo	San Juan	Intrusión de un porfiro tonalítico terciario en ambiente de retroarco generó depósitos de skarns calcos y magnesianos. Mineralización de oro asociada a hierro, cobre-zinc, plomo y molibdeno.
	Depositos epitermales de alta sulfuración	Posuza-Loma Veladero	San Juan, Valle del Cura	Faja volcánica terciaria -alta sulfuración epitermal mineralización de oro asociada a espacios abiertos en estructuras de rocas silicificadas cerca del margen de la diatremia. Existencia de oro libre en óxidos.
	Depositos polimetálicos complejos ricos en oro	Farallón Negro Alto de La Blenda	Catamarca	Oro de tipo vetiforme emplazado en andesitas, basaltos y monzonitas. Roca con cuerpos mineralizados esta porfirizada. Mineralización en vetas bandeadas de cuarzo y carbonato magnésifero con sulfuros. Además oro nativo y electrum en cuarzo baneado.
		Depósito La Mejicana	La Rioja	Vetas mineralizadas asociadas a la intrusión de cuerpos dacíticos pliocenos en luttas. Vetas de sulfuros (enargita, tetraedrita-tennantita y oro nativo como accesoio teluros
		Distrito El Oro	La Rioja	Magmatismo plioceno, vetas mineralizadas con oro nativo
Provincia Aurífera Nord-Patagónica (PANP)	Au en zonas de cizalla	Distrito Sierra de Las Minas y Ulapes	La Rioja	Vetas de cuarzo emplazados en migmatitas foliadas con mineralización de sulfuros y electrum en zona primaria, y oro grueso en zona supergénica. Son depósitos auríferos mesotermales asociados a zonas de cizalla.
		Distrito Candelaria y San Ignacio		Vetas de cuarzo auríferas en zona de cizalla de gneiss cuarzo-biotítico asociado a la sutura colisional pampeana. Oro asociado a sulfuros en zonas de mineralización primaria o como oro grueso libre.
	Depósitos de placer	Ramblones y Playa Amarilla	La Rioja	Por trasporte de sedimentos y erosión de mineralizaciones en vetas y diseminada en la Sa. de Famatina.
	Depositos polimetálicos complejos ricos en Au	Distrito Aurifero Andacollo	Neuquén Chos Malal	Vetas auríferas emplazadas en metamorfitas carbonáticas . Oro y electrum libres, asociados a la ganga o a sulfuros (pirita, galena, calcopirita y esfalerita).
		Mina Angela	Chubut	Epitermal de baja sulfuración con abundantes sulfuros asociados a oro. Clavos emplazados en rocas volcánicas jurásicas con fuerte control estructural.
		Mina Huemules	Chubut, Esquel	Oro en estructuras vetiformes con ganga de cuarzo y asociado a pirita, esfalerita y calcopirita en sistema de porfiro cuprífero.
Provincia Aurífera del Deseado (PAD)	Depositos Epitermales de baja sulfuración	Distrito Los Menudos	Río Negro	Rocas ignimbriticas y porfiros riolíticos permo-tráxicos portadoras de metales preciosos concentrados en zona "vuggy silica". Oro microscópico y en estado libre. Los afloramientos son de tipo diques/mantos en zona de alteración cuarzo-sericitica-pirofilita-dickita. Oro en zona "vuggy silica" o asociado a óxidos de hierro.
		Mina Cerro Vanguardia	Santa Cruz, Macizo del Deseado	Vetiforme de baja sulfuración. Caracterizado por filones de cuarzo con oro y plata emplazados en sistema de fracturas dentro de una secuencia ignimbritica jurásica.
	Depósitos epitermales de baja sulfuración	El Dorado-Monserrat	Santa Cruz	Asociación mineral en vetas y en halos de alteración emplazadas en enandesitas jurásicas.

Tabla 5.3. Descripción de las fajas auríferas definidas en Argentina y los principales yacimientos de oro que las caracterizan (Segal y Zappettini 2003).

De todos los depósitos auríferos mencionados en la tabla los más productivos actualmente son los yacimientos de tipo epitermal de alta y baja sulfuración, los pórfiros de Cu-Au, los yacimientos de Au en zonas de cizalla y, en menor medida, los depósitos aluvionales de Au (Cardó et al. 2003). Los depósitos epitermales de baja sulfuración se ubican en el sector sur del país especialmente en la provincia de Santa Cruz, Chubut y Río Negro, mientras que los de alta sulfuración se encuentran en el sector norte y oeste, en provincias como San Juan y La Rioja. Los depósitos de pórfiros cupríferos se encuentran ubicados en la Cordillera de los Andes en provincias como Salta, Catamarca, San Juan y Mendoza, en el límite con Chile. Muchos de ellos suelen estar asociados a depósitos epitermales de intermedia (IS) a alta sulfuración (HS). Depósitos de origen sedimentario como Au aluvional o en turbiditas suelen encontrarse en los dos extremos del país, especialmente en la provincia de Jujuy y en la provincia de Tierra del Fuego. Por último, se destaca el Au en zonas de cizalla ubicado principalmente en las provincias de San Luis y La Rioja (Cardó et al. 2003, Segal y Zappettini 2003). Los tipos de depósitos actualmente en explotación se pueden agrupar en depósitos epitermales y depósitos de pórfiros Cu-Au y suelen aparecer interconectados entre sí. Sus principales características se mencionan a continuación:

Depósitos epitermales

Los yacimientos de tipo epitermal son aquellos que se dan a temperaturas menores a 350°C y a profundidades someras (<1,5 km) por la circulación de fluidos hidrotermales. Estos depósitos se pueden caracterizar por las distintas asociaciones minerales que indican la acidez de los fluidos que les dieron origen. Así se clasifican en yacimientos de alta sulfuración (HS), baja sulfuración (LS), y sulfuración intermedia (IS). Se caracterizan además por una permeabilidad inducida alta en las zonas de fractura (Pirajno 2009).

La clasificación de estos depósitos se da a partir de la fugacidad de azufre (S_2), es decir de la sulfuración, ya que la misma controla su paragénesis. Los depósitos de alta y baja sulfuración se diferencian por muchos parámetros, como la mineralogía, las texturas de determinados minerales y/o la forma del depósito, todos ellos determinados por el tipo de sistema termal que le dio origen, directamente vinculado con el ambiente tectónico (ej: White y Hedenquist 1995, Hedenquist et al. 2000, Pirajno 2009). En relación con esto, los sistemas de baja sulfuración (LS) se encuentran asociados a series volcánicas bimodales propias de ambientes extensionales, como ambientes de retroarco o de *rift* mientras que los de sistemas de alta sulfuración (HS) son más propios de rocas calcoalcalinas andesíticas a dacíticas, típicas de ambientes de arco.

Debido a la variación en la fugacidad del S₂ y, por lo tanto, de la paragénesis encontrada en cada depósito, los **HS** (*High-sulfidation*) se caracterizan por una mena conformada por pirita-bornita, covelina, enargita y luzonita, los **IS** (*Intermediate-sulfidation*) por tenantita-tetrahedrita, calcopirita y esfalerita, y los **LS** (*Low-sulfidation*) por pirita, arsenopirita y pirrotina. Por su parte, las paragénesis de alteración más comunes en depósitos de HS son cuarzo + alunita ± pirofilita ± dickita ± caolinita, mientras que en los depósitos LS se destaca la asociación cuarzo + calcita + adularia + illita. Estas y otras características de los depósitos de LS y HS se resumen en la Tabla 5.4.

	LS		HS	
Tipo de fluidos	Reductores, pH neutro		Oxidantes, ácidos	
	Aguas meteóricas, gases magmáticos.		Ambiente magmático-hidrotermal.	
Ubicación mena	Zonas de ebullición con minerales de mayor pH (calcita-adularia)		Asociada a cuarzo <i>vuggy</i> a muy poca profundidad.	
Tipo de transporte del Au	Complejo bisulfurado.		Complejo clorurado.	
Texturas dominantes de las menas	Venas y mena en stockwork.		Mena diseminada y de reemplazo.	
Minerales de alteración	Cuarzo	Adularia	Cuarzo	Alunita
	Calcedonia	Baritina	Caolinita	Baritina
	Calcita		Pirofilita/diásporo	
Alteraciones de sílice con Au	Sinter (fuentes termales, pH neutro/ en superficie)		Sílice residual (cuarzo oqueroso) (lixiv. pH2, núcleo sistema volcánico-hidrotermal)	
	Horizonte de calcedonia (Sílice removilizada de zona calentada por vapor/Nivel freático)			
	Vetas de calcedonia/ bandas coloformes/ vetas cripto-cristalinas (Fluido de baja T°, coloides/Someros <150m)			
	Vetas de cuarzo (Enfriamiento de una solución/ Profundidad >150m)			
	Silicificación (Enfriamiento de agua/Superficie hasta 500m)			

Tabla 5.4. Características principales de los depósitos epitermales de alta (HS) y baja (LS) sulfuración (Hedenquist et al. 2000).

Depósitos de pórfiro Cu-Au

Los depósitos de pórfiro cuprífero son los que actualmente generan la mayor producción de Au en nuestro país. El origen de estos yacimientos está vinculado en general a complejos de intrusivos. Se caracterizan por presentar una zonación concéntrica según un patrón típico de variación en su textura, composición y asociaciones mineralógicas de alteración (Fig. 5.2). En el caso del Au, saber esta distribución en las alteraciones permite inferir los lugares donde potencialmente se encontrarán cantidades económicamente rentables de este metal ya sea en una escala horizontal como vertical (ej: Maksaev 2003, Pirajno 2009).

Los yacimientos de pórfiros de Cu-Au presentan un arreglo concéntrico en la distribución de sus asociaciones de alteración. Desde el centro hacia la periferia del pórfiro se describen: la alteración potásica (biotita-feldespato potásico-cuarzo-magnetita) seguido de la zona fílica (cuarzo-muscovita/sericitita-pirita) que grada a argílica (montmorillonita-caolinita) y que puede pasar a argílica avanzada (dickita-caolinita/pirofilita-cuarzo-alunita-topacio-zunyita), y finalmente, en la parte más externa, se encuentra la alteración propíltica (clorita-calcita-epidoto) (Fig. 5.2) (Pirajno 2009, Sillitoe 2010).

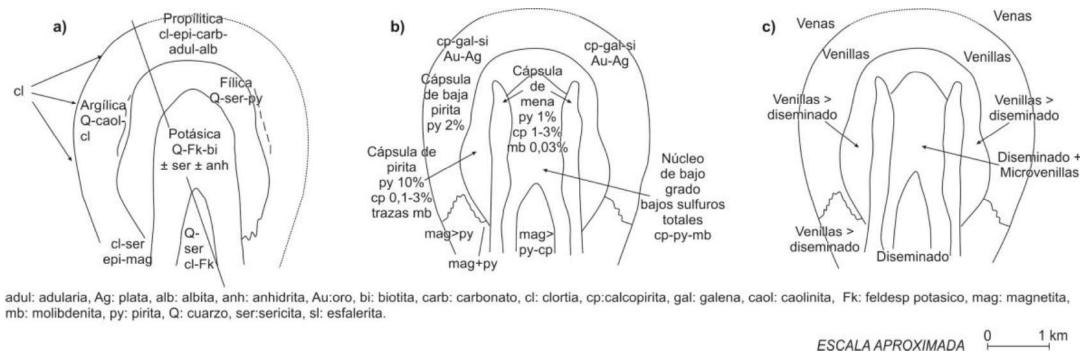


Figura 5.2. Esquemas de la distribución de: a) las texturas, b) las asociaciones mineralógicas y c) las alteraciones típicas que caracterizan al modelo general de pórfiro cuprífero (Modificado de Lowell y Gilbert 1970).

5.1.3. Tratamiento metalúrgico del Au

En el tratamiento metalúrgico para la separación de Au numerosos factores se tienen en cuenta al momento de decidir la técnica a utilizar, buscando que la misma sea la más eficiente. Lo más importante a considerar es el grado de liberación de las particulares de oro, el cual dependerá directamente de la paragénesis mineral del depósito, así como también de la distribución en su tamaño de grano y de la forma en la que aparece (asociado a un mineral o libre). Por lo tanto, es imprescindible saber la génesis del yacimiento, por ejemplo, si se trata de un depósito de tipo endógeno (filón hidrotermal) o exógeno (depósito de placer). En consecuencia, el tamaño de grano de las partículas de oro afecta directamente su proceso de liberación influenciando, por ejemplo, la velocidad a la que sucede el proceso de cianuración o la cantidad de reactivo a utilizar (Angove 2005, Ros Moreno 2017).

Las técnicas metalúrgicas de extracción del oro también dependen de si los minerales auríferos son **refractarios o no refractarios**. Si los mismos son no refractarios la recuperación del oro mediante cianuración, no presentará dificultades; sin embargo, si los minerales auríferos son refractarios se obtendrá una recuperación menor al 75% del metal por cianuración (Ros Moreno 2017). Así, se define a los minerales refractarios de oro como

aquellos en los que el metal no es recuperable por concentración gravimétrica básica o por lixiviación simple (Bazán et al. 2018). Los minerales auríferos refractarios se encuentran en menas no oxidadas o parcialmente oxidadas que presentan materiales carbonáceos, sulfuros y/o teluros (Casparini 1983). Los minerales más comunes que acompañan al elemento metálico son: arsenopirita, pirita y material carbonáceo, en los que se suelen detectar partículas muy finas de oro encapsuladas en los mismos (Bazán et al. 2018). Varios problemas metalúrgicos derivan de su presencia, asociados a cuatro causas principales. La primera es la **encapsulación física** de partículas de oro dentro de un mineral no reactivo o inmune a la lixiviación. La segunda causa es la **interferencia química** debido a la presencia de minerales que consumen cianuro u oxígeno en el proceso de lixiviación, provocando un aumento en el consumo de oxígeno, cianuro y/o cal (SGS Argentina S.A., web oficial). La tercera, detectada durante el tratamiento es el **pre-robbing**, que se da cuando el oro está vinculado a carbón orgánico o a materia orgánica que absorbe el complejo cianuro-oro luego de la lixiviación del oro en la solución cianurada. La última causa, está relacionada con la **cinética de la reacción de lixiviación**, ya que el oro puede estar asociado a minerales que tienen una lixiviación más lenta (Yáñez-Traslaviña et al. 2005, Bazán et al. 2018). Es preciso determinar el comportamiento y las asociaciones texturales del oro antes de elegir la técnica adecuada ya que el tratamiento de este tipo de minerales provoca una sobre-molienda con un considerable aumento de consumo energético y operaciones de lixiviación y amalgamación con mayor consumo de cianuro y mercurio respectivamente, excediendo los límites ambientalmente permitidos (Bazán et al. 2018).

En el caso de que el oro se encuentre en un mineral aurífero refractario, el mismo se puede liberar mediante oxidación a partir de procesos como: tostación, lixiviación a alta P y T, lixiviación bacteriana, electro-oxidación y/o secuencias de ultrasonido (Arias Arce et al. 2005). La molienda a tamaños muy finos es esencial para la liberación del oro encapsulado en sulfuros.

5.2. ESTADO ACTUAL DE LA MINERÍA METALÍFERA EN ARGENTINA

Argentina es considerado un país rico en recursos mineros, dentro de cuya amplia superficie el 75% de las áreas con potencial minero aún se encuentran sin explorar (Ameriso et al. 2015, Colombo 2020). A pesar de su potencial minero, la industria minera en Argentina enfrenta además de la falta de espacios formales de diálogo que dificultan la calidad de las relaciones empresa-comunidad-gobierno, la inestabilidad macroeconómica, la falta de continuidad de la política con relación a la minería y la ausencia de un estado presente controlando el cumplimiento de normas ambientales (Murguía 2019), perjudicando la inversión extranjera en minería en nuestro país. Para aumentar la competitividad, es decir que vuelva a mejorar el nivel de atracción para concretar proyectos mineros, es condición necesaria que los factores antes mencionados mejoren (Murguía 2019). Actualmente, los principales productos de la minería metalífera en Argentina son: oro, plata, cobre, plomo y zinc. Según el Informe del primer semestre 2020 de la Secretaría de Minería están en funcionamiento 8 proyectos en los cuales el metal principal es Au, acompañado de Ag. También se reconocen establecimientos donde el producto principal es Ag acompañado de Au o Pb y Zn y depósitos de Pb, Ag y Zn (Secretaría de Minería 2020a). Sin embargo, la minería metalífera se encuentra sectorizada en el país ya que se concentra en unas pocas provincias, principalmente en Catamarca y en San Juan (Ameriso et al. 2015). En la provincia de Catamarca, la producción de oro representa el 50% del valor total de la producción minera, mientras que en la provincia de San Juan la misma representa un 77%.

Como fue explicado en capítulos anteriores, la producción de Au está, en muchos casos, directamente vinculada al consumo de cianuro, compuesto químico esencial en los procesos metalúrgicos. Por lo tanto, en los siguientes ítems se presenta una revisión de la producción de Au a nivel mundial y a nivel nacional, destacando los distintos yacimientos argentinos que cuentan con plantas de cianuración para el tratamiento del Au.

5.2.1. Contexto mundial de la producción de Au

Debido a la pandemia COVID-19 se registró en el último año una caída en la producción del oro, siendo la misma de un 5% en minería artesanal y de un 3% en la minería de oro formal al comparar la producción del 2020 con la del 2019. Sin embargo, la producción de oro en muchos países no se vio mayormente afectada, entre ellos Argentina, seguido de China, Mali y Sudán, en cambio en el caso de Australia, Canadá, Ghana y Rusia disminuyeron su producción (USGS 2021).

El consumo mundial de oro en barras, en joyería y en aplicaciones industriales sufrió una disminución, mientras que el consumo en monedas oficiales y medallas aumentó, junto a la inversión en fondos basados en oro que cotizan en Bolsa (Tabla 5.5; USGS 2021).

	Producción en mina		Reservas
	2019	2020	
EEUU	200	190	3000
Argentina	60	60	1600
Australia	325	320	10000
Brasil	90	80	2400
Canadá	175	170	2200
China	380	380	2000
Ghana	142	140	1000
Indonesia	139	130	2600
Kazakstán	107	100	1000
Mali	61	61	800
México	111	100	1400
Papúa Nueva Guinea	74	70	1200
Perú	128	120	2700
Rusia	305	300	7500
Sudáfrica	105	90	2700
Sudán	90	90	NA
Uzbekistán	93	90	1800
Otros países	716	750	9200
Total mundial (aprox.)	3300	3200	53000

Tabla 5.5. Producción mundial de oro. Fuente: USGS (2021).

Las inversiones mundiales para la exploración y explotación de oro están sujetas fuertemente a la cotización del oro en la Bolsa de Metales. Variaciones en este valor van a generar un mayor o menor período de inversiones en países extranjeros. Sin embargo, al considerarse una actividad económica de riesgo y de muchas incertidumbres, las empresas suelen optar por aumentar la exploración para reponer reservas antes de buscar nuevas fuentes. Los países elegidos para invertir en minería a nivel mundial por sus características políticas, económicas y geológicas son Canadá, Australia, EEUU y Chile. Teniendo en cuenta el Índice de Atracción de Inversión (IAI), el cual se obtiene a partir de considerar en un 60% el Índice de Potencial Minero (IPM) y en un 40% el Índice de Percepciones Políticas (IPP), se comparan, a continuación, las posibilidades de inversión asociadas a la extracción de oro en varias provincias mineras de Argentina en relación con otros países para el año 2017 (Fig. 5.3) (Méndez 2019). Dentro de las provincias destacadas se observan a San Juan y Salta en los puestos número 42º y 45º cercanos a Rusia y México.

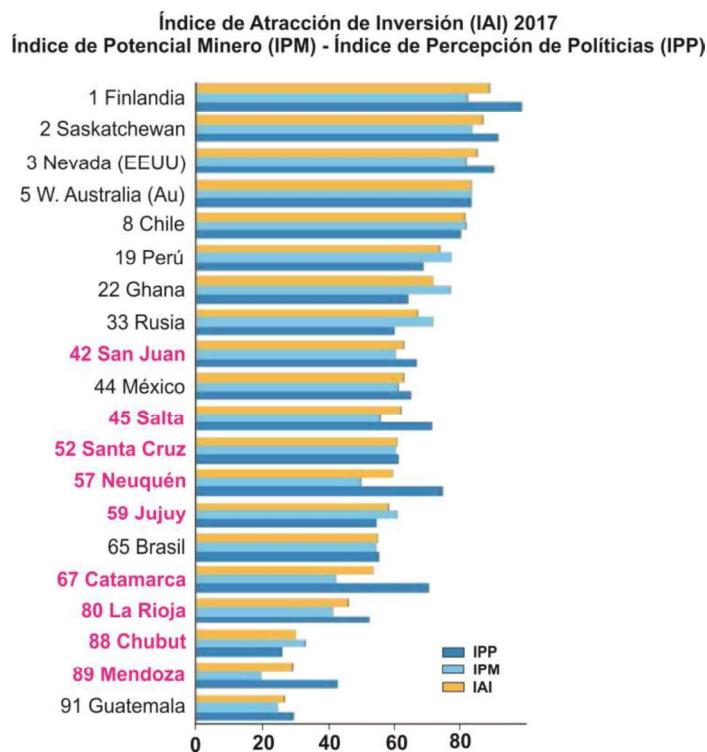


Figura 5.3. Gráfico de barras representando el IAI, IPM (índice de potencial minero) y IPP (índice de percepciones políticas) para cada provincia de Argentina según datos del año 2017 (Méndez 2019).

Por otro lado, a nivel mundial China, Australia y Rusia aportan un tercio de la oferta de oro, siendo los principales exportadores e importadores de oro, seguidos por Estados Unidos y Canadá, siendo estos países los 5 principales productores mundiales (Méndez 2019). Por su parte, Argentina se encuentra en el puesto número 15º con el 2% de la producción mundial, estando Veladero ubicada entre las 10 minas más grandes del mundo, mientras que, si se considera únicamente América Latina, Argentina se clasifica como el 4º exportador de oro, siendo Suiza el principal destino de su producción (Méndez 2019).

En cuanto a las empresas mineras, el ranking de productoras de oro está liderado por Barrick Gold (Canadá) y Newmont Mining (EEUU), siendo la primera una de las empresas que más capital invirtió en los últimos años en Argentina (Fig. 5.4) (Méndez 2019).

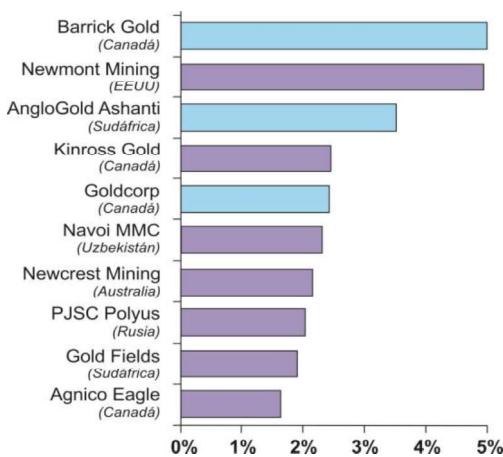


Figura 5.4. Empresas productoras de oro a nivel mundial y su participación en porcentaje en la producción de oro en el año 2017 (Méndez 2019). En el mismo se indica en celeste aquellas empresas que operan en Argentina.

5.2.2. Producción nacional de Au

El desarrollo de la industria minera del oro a gran escala comienza en Argentina a fines de 1990 con el inicio de la producción en Bajo La Alumbrera (Catamarca) y Cerro Vanguardia en Santa Cruz (Méndez, 2019). La apertura de Veladero (San Juan) en el 2005 y de varios proyectos en Santa Cruz (p. ej. Cerro Negro), han intensificado la producción nacional. Actualmente, el país cuenta con 94 Moz de recursos identificados sumado a 378 Moz de potencial geológico, según lo informado por la Secretaría de Minería de la Nación. Se contabilizan un total de 43 proyectos, mientras que el 86% de los recursos identificados corresponden únicamente a los 15 proyectos de mayor escala (Colombo 2020). Entre los proyectos de mayor escala se encuentran Agua Rica, Josemaría, Veladero, Taca Taca, Cerro Negro, Gualcamayo, Cerro Vanguardia, Suyai, Linderó, Bajo de la Alumbrera (Fig. 5.5) (Colombo 2020).

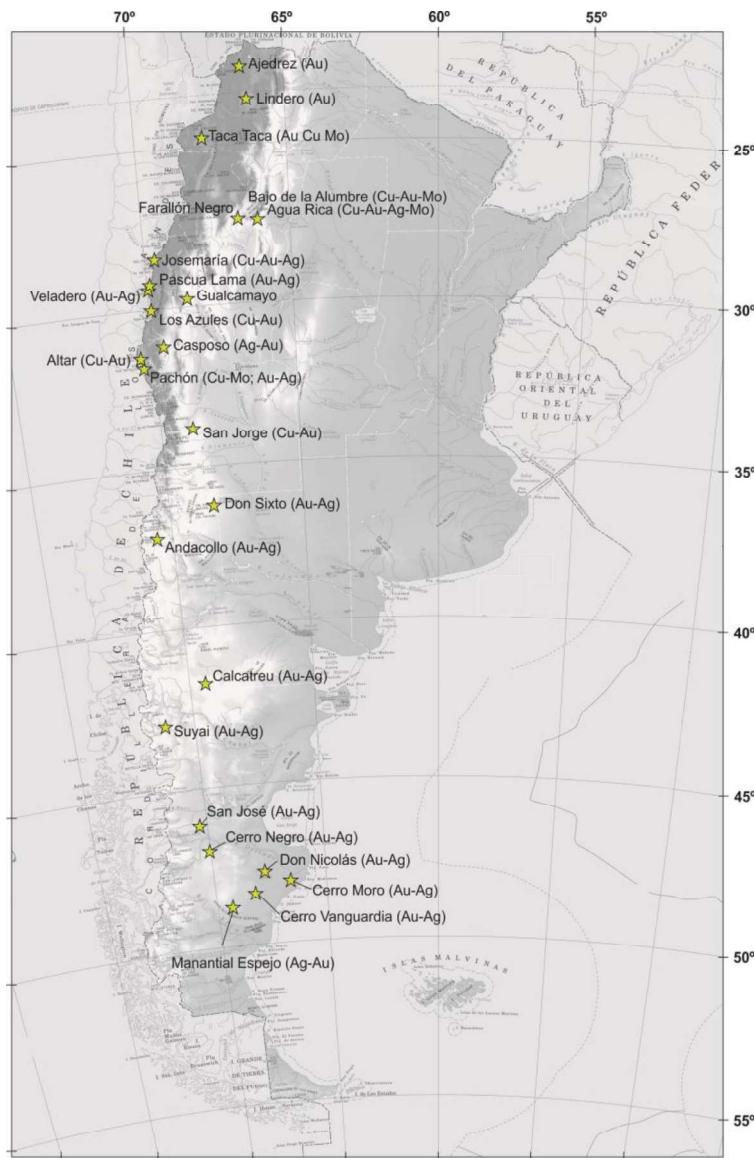


Figura 5.5. Mapa del territorio argentino señalando los principales proyectos de Au. Fuente: Secretaría de Minería (Secretaría de Minería 2020a).

Los proyectos actualmente en explotación se ubican principalmente en la provincia de Santa Cruz donde abundan los yacimientos epitermales de baja sulfuración, y al oeste y norte del país, en las provincias de San Juan, Catamarca y La Rioja, donde se reconocen yacimientos epitermales de alta sulfuración asociados a pórfiros cupríferos. Aunque Catamarca ha ido perdiendo participación por el agotamiento de La Alumbrera; se reconoce además la posibilidad de incorporarse Salta a corto plazo en las estadísticas nacionales (Méndez 2019). En la Tabla 5.6 se detallan aquellos yacimientos que actualmente se encuentran en explotación y que a su vez son señalizados en el mapa de la figura 5.5 (Cardó et al. 2003; Secretaría de Minería 2020a). La mina Veladero (San Juan) aporta el 33% de la producción, seguida por Cerro

Negro (23%) y Cerro Vanguardia (16%) ambas en Santa Cruz, valores que se muestran en el gráfico de barras de la figura 5.6 (Méndez 2019).

Operación Minera	Producto Principal	Provincia	Controlante
Ajedrez	Au	Jujuy	Espíritu de los Andes S.A.
Cerro Moro	Au, Ag	Santa Cruz	Yamana Gold Inc.
Cerro Negro	Au, Ag	Santa Cruz	Newmont Goldcorp
Cerro Vanguardia	Au, Ag	Santa Cruz	AngloGold Ashanti Ltd, Formicruz
Don Nicolás	Au, Ag	Santa Cruz	Cerrado Gold Inc.
Farallón Negro	Au, Ag	Catamarca	YMAD
Gualcamayo	Au	San Juan	Mineros S. A.
Veladero	Au, Ag	San Juan	Barrick Gold Corporation /Shandong Gold
Manantial Espejo	Ag, Au	Santa Cruz	Panamerican Silver Corp
Mina Martha	Ag, Au	Santa Cruz	Patagonia Gold Corp
San José	Ag, Au	Santa Cruz	Hochschild Mining Plc./McEwen Mining Inc.

Tabla 5.6. Principales yacimientos en producción. Se destacan su ubicación y las empresas que actualmente los controlan. Fuente: Secretaría de Minería (Secretaría de Minería 2020a).

La producción de oro en Argentina descendió un 9% entre el 2018 y el 2019. En el año 2019 la producción total de oro contenido, en Argentina, fue de 1,71 millones de onzas, representando una disminución interanual del 9,09%. La provincia de Santa Cruz lidera el ranking de producción de oro en 2019 con 1,02 millones de onzas (y una disminución del 5,39%) le sigue, San Juan con 0,67 millones de onzas (un incremento del 0,49%) y luego Catamarca con 0,02 millones de onzas (una disminución interanual del 87,5%) (Tabla 5.7, Secretaría de Minería 2020b). La disminución en la producción de oro en la provincia de Catamarca, mucho mayor al resto de las provincias, se debe al aproximarse el fin de la vida útil de la mina Alumbrera (Fig. 5.7) (Secretaría de Minería 2020b).

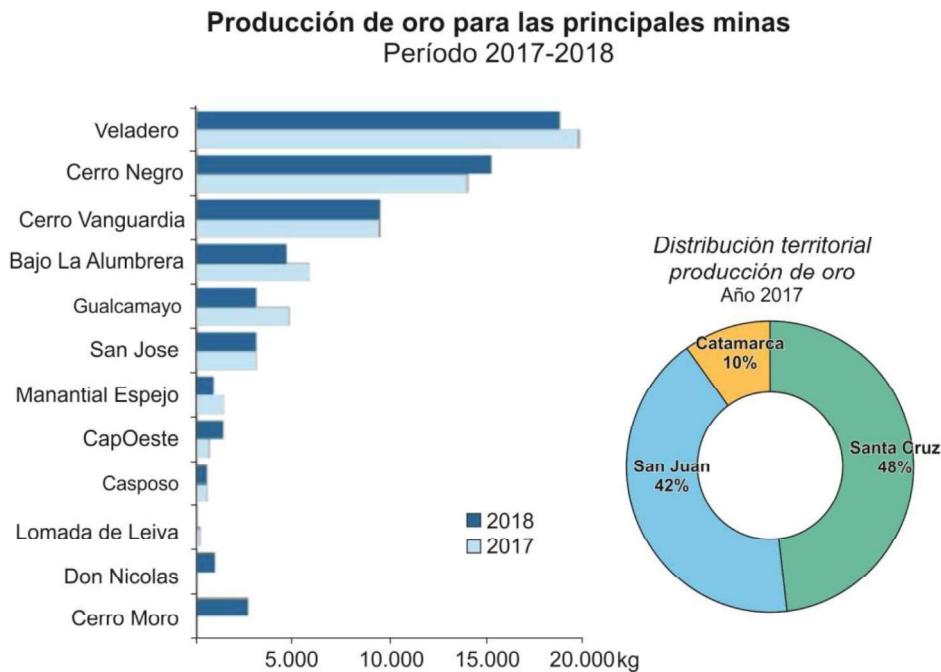


Figura 5.6. Producción de oro de las principales proyectos en explotación del país para el período 2017-2018 (Méndez 2019).

Provincia	Año 2018			Año 2019			
	Volumen (millones oz)	Volumen (kg)	Millones \$ 2016	Volumen (millones oz)	Volumen (kg)	Millones \$ 2016	Var% Volumen
Catamarca	0,13	4111,2	2441,6	0,02	514	305,3	-87,50%
San Juan	0,67	20706,7	12297,5	0,67	20808	12357,6	0,49%
Santa Cruz	1,08	33579,4	19942,4	1,02	31769,8	18867,7	-5,39%
Total Oro	1,88	58397,3	34681,5	1,71	53091,8	31530,6	-9,09%

Tabla 5.7. Volúmenes y valores totales producidos para el año 2018 y 2019 en las principales provincias metalíferas del país (Secretaría de Minería 2020b).



Figura 5.7. Disminución de oro interanual entre el 2018 y el 2019 (Secretaría de Minería 2020b). Precios convertidos a pesos argentinos de 2016 (al tipo de cambio promedio de 14,78 \$/USD, fuente BCRA).

Por otro lado, es importante mencionar que en aquellas provincias donde se desarrolla la minería metalífera, la misma se destaca por ser una de las principales actividades económicas, como en las provincias de Santa Cruz y San Juan, dónde la extracción de oro es la principal actividad metalífera. En Catamarca, el oro ha sido un subproducto en la mina de cobre de Bajo la Alumbrera (Méndez 2019).

A continuación, se describen algunos de los principales proyectos que actualmente se encuentran en etapa de producción y cuentan con plantas de tratamiento donde utilizan la cianuración como método de separación.

5.2.1a. Gualcamayo

La mina Gualcamayo se encuentra ubicada en la provincia de San Juan, a 110 km al norte de la localidad de San José de Jáchal y a 270 km de la capital de San Juan, cercana al límite con Chile (Fig. 5.8). La mina está a 2500 msnm, mientras que el campamento minero a 1600 msnm, abarcando una superficie 7128 hectáreas (Fig. 5.9).

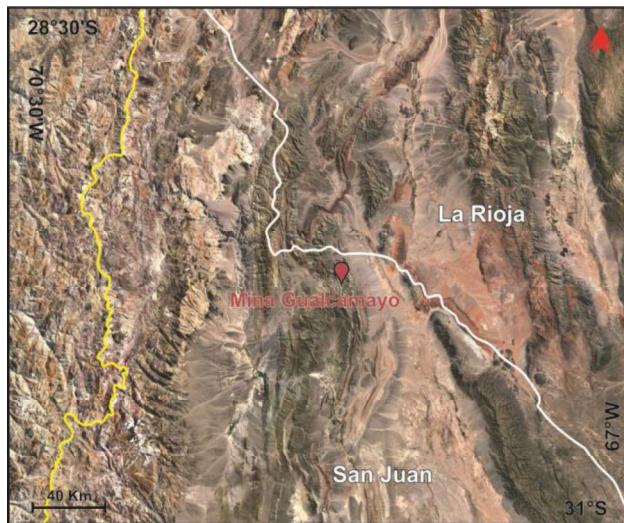


Figura 5.8. Imagen satelital de Google Earth donde se destaca la ubicación de la Mina Gualcamayo.

La puesta en producción comercial de Mina Gualcamayo, se inició en el mes de abril del año 2009. Las reservas probadas y probables que fueron informadas al Ministerio de Minería de San Juan inicialmente alcanzaban las 2.065.000 onzas de oro. La operación conjunta de los sectores Quebrada del Diablo, Amelia Inés y Magdalena, por medio de la explotación a cielo abierto, tenía prevista una producción de 150.000 onzas anuales, aproximadamente, durante los 10 años de vida útil estimados para la mina.



Figura 5.9. Mina Gualcamayo ubicada en el sector NW de la provincia de San Juan. Fuente:

<https://ejatlas.org/conflict/mina-gualcamayo-san-juan>.

Gualcamayo actualmente es explotada por la empresa Minas Argentinas S. A. subsidiaria de Yamana Gold, desde el año 2018. De la misma se extrae como producto principal al oro, mediante el método de explotación a cielo abierto, además de explotación subterránea, la cual inicia en el año 2014. En el año 2013, se informaron 120.327 onzas de oro y 18.629,32 onzas de plata de producción, mientras que al final del año 2014, luego de iniciar la explotación

subterránea, la producción registró un total de 180.384 onzas de oro y 29.771 onzas de plata (Ministerio de Minería San Juan 2017).

Se caracteriza por ser un depósito de oro diseminado compuesto principalmente por mineral oxidado. Las principales concentraciones minerales se localizan en Quebrada del Diablo, a las que se sumaron dos áreas contiguas denominadas Amelia Inés y Magdalena. Gualcamayo cuenta al momento con una mina subterránea, llamada Quebrada del Diablo Bajo Oeste (QDD Lower West) que produce mediante el sistema Sub Level Caving (SLC), es decir mediante galerías de producción y subniveles que atraviesan el cuerpo mineralizado (Fig. 5.10).

En la Mina Gualcamayo se utiliza el Método de Lixiviación en Pilas, como método de concentración, y el método de Electrodepositación para la recuperación de oro y plata. La lixiviación con solución cianurada se hace a través de un circuito cerrado (Mining Press/SI 2020).



Figura 5.10. Cintas de transporte que llevan el mineral desde los lugares de extracción hasta la unidad de trituración, donde se reduce la roca hasta el tamaño deseado, para luego ser conducida por cintas transportadoras hasta la pila de lixiviación (Mining Press/SI 2020).

Las pilas de lixiviación se encuentran impermeabilizadas con una geomembrana PEAD (Polietileno de Alta Densidad) y una capa de suelo de baja permeabilidad compuesta por arcilla compactada (Mining Press/SI 2020). Por arriba de la geomembrana se estableció un sistema de cañerías colectoras que conducen la solución de lixiviación que percoló hacia el exterior de la pila.

Una vez finalizado el proceso, la solución cianurada es recuperada y vuelve a la pila de lixiviación para un nuevo ciclo. Así la misma se mueve a través de un circuito cerrado entre

el Valle de Lixiviación, los tanques de almacenamiento y la planta de recuperación de oro, evitándose cualquier descarga de líquidos al medio ambiente (Mining Press/SI 2020).

El oro producido en Gualcamayo se comercializa como bullión. Para ello, en primer lugar se extrae el oro de la solución rica por medio de la técnica de Adsorción con carbón activado, que retiene al oro en su estructura porosa. A través del método Zadra presurizado (solución de cianuro a 145°C y 450 kPa) se recupera el oro del carbón activado. La solución resultante es enviada a las celdas de electrodeposición, donde el oro precipita sobre los cátodos. El lodo obtenido posee una alta concentración en oro, plata en menor grado y otros metales. El mismo se filtra y se seca para ser enviado al horno de fusión. Luego de fundirse el oro y la plata son separados de los otros metales contenidos en la escoria. Finalmente, el oro y la plata se recogen en moldes de lingotes y se separan de la escoria. En general, el bullión que se comercializa contiene un 78 % de oro, 20% de plata y 2% de impurezas (Mining Press/SI 2020).

5.2.1b. Proyecto Veladero

El Proyecto Veladero se ubica en la región NW de Argentina, a 374 km al NW de la ciudad de San Juan. Actualmente se encuentra bajo la concesión de dos empresas: Barrick Gold y Shandong Gold. Se sitúa a aproximadamente 4500 msnm en la Cordillera de los Andes, cercano al límite con Chile (Fig. 5.11).

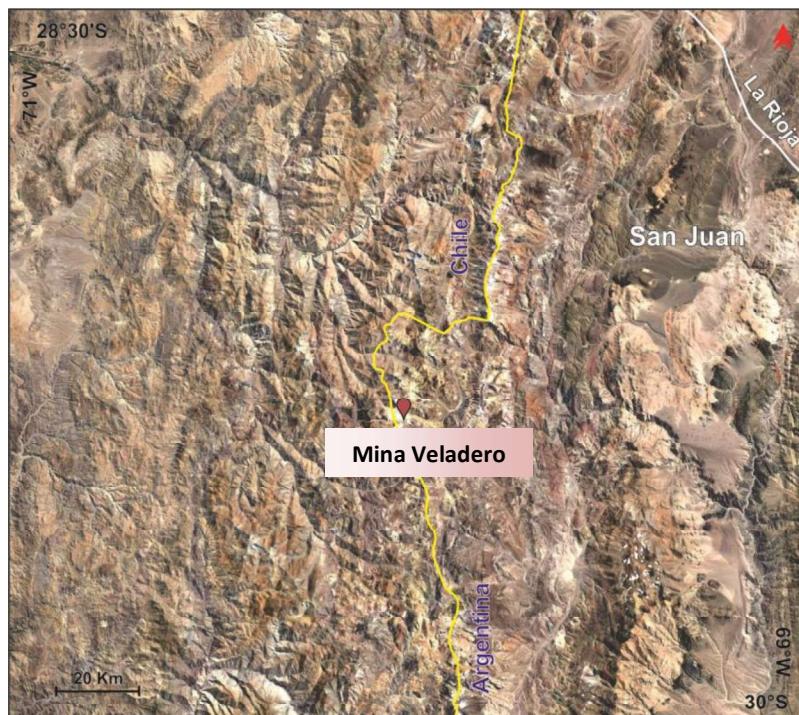


Figura 5.11. Imagen satelital de Google Earth donde se destaca la ubicación de la mina Veladero en la provincia de San Juan.

La mina Veladero comenzó su etapa de construcción en el año 2003 y entró en producción en el año 2005 (Fig. 5.12). Desde su inicio Veladero ha producido aproximadamente 8,2 millones de onzas de oro y 16,6 millones de onzas de plata de aproximadamente 319 millones de toneladas de ore, con un ley promedio de 1,09 g/t Au y 14,9 g/t Ag (Barrick Gold, pág. oficial).

Desde que comenzó sus actividades, la mina Veladero ha aportado unos 9.500 millones de dólares a la economía argentina a través de impuestos, regalías, salarios y pagos a proveedores locales según lo expresado por la minera Barrick en su página oficial. Por otro lado, en la primera parte del 2020 se anunció para Veladero una extensión de al menos 10 años de vida. El impacto en la economía a nivel nacional y provincial es considerable ya que se estima que emplea a más de 3300 personas, siendo el 99% de los empleados de la nacionalidad argentina y a su vez el 88,6% de la provincia de San Juan.

Este proyecto se describe como un yacimiento de oro y plata, cuyas principales zonas de mineralización son Amable y Filo Federico explotadas a cielo abierto (Figs. 5.13, 5.14). Se lo describe como un depósito de tipo epitermal hospedado en un complejo diatrema-domo de edad miocena. La geología regional está caracterizada por flujos y tobas volcánicas junto a rocas de origen intrusivo. Particularmente, la mineralización de Au está contenida en las brechas de diatrema silicificadas, formando una amplia capa de mineralización de tipo diseminada de aproximadamente 3 km de largo, siendo parte de la franja mineralizada El Indio (Ministerio de Minería, Gobierno de San Juan, 2006).

La alteración del sistema está caracterizada por asociaciones típicas de alta sulfuración con un núcleo de sílice. Hacia el exterior va pasando a asociaciones de sílice y alunita, y luego alteración argílica, estando la mineralización de Au asociada predominantemente al núcleo silicificado. El oro puede aparecer libre como granos gruesos en las superficies de fracturas junto a óxidos y sulfatos de hierro, o también como partículas más finas encapsuladas en sílice. El oro se encuentra con un alto grado de pureza, típico de sistemas de alta sulfuración (Corbett y Leach 1998). Se describen también mineralizaciones de Ag asociadas a Au. En las mismas, el Au se encuentra en estado libre con alta pureza, mientras que la plata aparece principalmente en asociaciones minerales de argento-jarosita (Ministerio de Minería, Gobierno de San Juan, 2006).



Figura 5.12. Instalaciones de la mina Veladero en la provincia de San Juan (Montenegro 2019).



Figura 5.13. Fotografía de la mina Veladero. (Barrick Gold, pág. oficial).

Las operaciones en la mina Veladero incluyen dos etapas principales: extracción y trituración mineral y extracción de metales preciosos mediante lixiviación en pilas y recuperación del oro con el proceso *Merrill-Crowe*. Actualmente cuenta con un plan de manejo ambiental para la prevención y mitigación de impactos ambientales posibles y/o identificados. Según informan en el sitio web oficial, se realizan regularmente auditorías internas y externas y posee la certificación ISO14001 para su sistema de gestión ambiental (Barrick Gold, pág. oficial).



Figura 5.14. Fotografía de la explotación a cielo abierto en Veladero. Tomado de (Montenegro 2019).

5.2.1c. Cerro Vanguardia

Cerro Vanguardia es un proyecto minero ubicado en la provincia de Santa Cruz a 150 km de Puerto San Julián y a 510 km de Río Gallegos (Fig. 5.15). Presenta una extensión total de 514 km². Actualmente es explotado por las empresas AngloGold Ashanti en un 92,5% y Formicruz S. E. (Sociedad del Estado de la provincia de Santa Cruz) en un 7,5%.

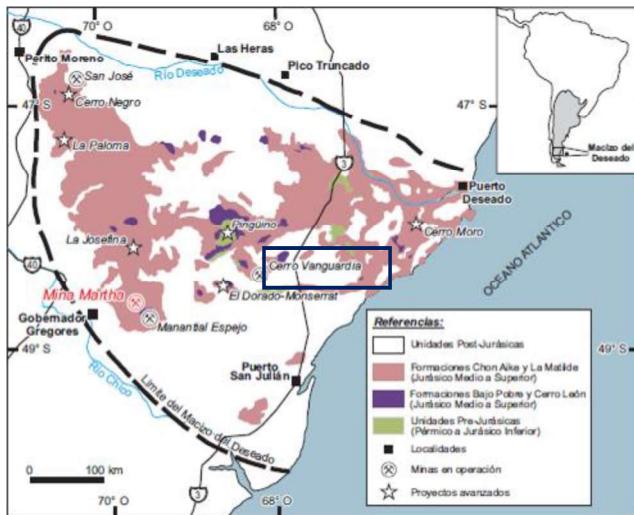


Figura 5.15. Mapa geológico del Macizo del Deseado donde se destaca la ubicación de varios proyectos mineros entre ellos Cerro Vanguardia. Modificado de Paez (2012).

Los métodos de extracción utilizados en Cerro Vanguardia implican el desarrollo de open pits, minería subterránea y lixiviación en pila. Cerro Vanguardia es un emprendimiento minero de múltiples pits y es explotado mediante el método realce por subniveles (Sub Level Stoping) a partir de lo cual se accede al mineral de manera transversal, a través de las vetas ya

identificadas en los *pits*, por medio de galerías subterráneas, optimizando el recurso mineral y la vida de la mina (AngloGold Ashanti, pág. oficial).

La minera Cerro Vanguardia se encarga del proceso completo de extracción de oro y plata. Cuentan con un área de trituración donde reducen el mineral hasta los 6 mm y un área de molienda donde el mineral alcanza un tamaño de 74 µm. Luego sigue el proceso de lixiviación, precipitación y filtración y finaliza en el área de fundición, donde se obtienen las barras de bullion doré (lingotes de 20 kg formados por 8% Au y 92% Ag). La empresa Cerro Vanguardia cuenta con una planta de recuperación de cianuro denominada *Cianysorb* que recupera un 90% del cianuro de la solución para su reutilización en el proceso. La solución con arcillas en suspensión que queda como residual de este proceso se deposita en el dique de colas, el cual se encuentra en un terreno impermeabilizado y cercado, donde el cianuro remanente se degrada naturalmente por la acción de los rayos ultravioletas del sol (AngloGold Ashanti, pág. oficial).



Figura 5.16. Proceso de lixiviación en pila (AngloGold Ashanti, pág. oficial).

Cerro Vanguardia cuenta además con un área de *Heap Leaching* (HL) donde se procesa material de baja ley mediante lixiviación en pilas (Fig. 5.16). Según lo informado por la empresa consiste en disolver el oro haciendo percolar una solución de cianuro a través de una pila de mineral. La operación se realiza en circuito cerrado entre el área de lixiviación y la planta actual. El proceso posee tres etapas: Trituración y aglomeración, Lixiviación en Pilas y Distribución de Soluciones (Fig. 5.17).



Figura 5.17. Planta de procesamiento de Cerro Vanguardia (Panorama Minero, 2019).

5.2.1d. Proyecto Cerro Negro

El proyecto Cerro Negro se ubica en la provincia de Santa Cruz a 80 km de la ciudad de Perito Moreno, en el sector NO del Macizo del Deseado (Fig. 5.18). Este distrito minero abarca un área de 75.000 km² donde se identifican al menos 10 áreas de prospección (Fig. 5.19) (Newmont, pág. oficial). Se caracteriza por seis depósitos principales de tipo de epitermal de baja sulfuración de Au-Ag que se encuentran emplazados en rocas volcánicas e intrusivas del Jurásico Superior (Shatwell et al. 2011). La ubicación y depositación de estos yacimientos está controlada por estructuras mineralizantes asociadas a la fase extensional triásico-cretácica (Shatwell et al. 2011).

Estructuralmente es un yacimiento de tipo vetiforme, cuya mineralización se encuentra alojada dentro de las venas de cuarzo y stockworks asociados (Goldcorp Inc. 2014).



Figura 5.18. Mapa del Macizo del Deseado donde se destaca la ubicación del proyecto minero Cerro Negro.



Figura 5.19. Vista área de las Instalaciones de la mina Cerro Negro (Informe Goldcorp 2015).

Este yacimiento cuenta con tres minas subterráneas principales: Eureka, Mariana Central y Mariana Norte y dos depósitos subterráneos en desarrollo: Emilia y San Marcos (Fig. 5.20). Además el complejo Cerro Negro posee una mina a cielo abierto conocida como *Vein Zone*.



Figura 5.20. a) Boca de mina en el sector de la Mina Eureka; b) Planta de relleno en el sector de la Mina Eureka (Informe Goldcorp 2015).

Cerro Negro cuenta además con su propia planta de tratamiento con cianuración, diseñada según los controles y estándares que dispone el Código Internacional Del Manejo del Cianuro, y que utiliza el método de recuperación *Merrill Crowe* permitiendo obtener entre el 90 y el 97% de Au recuperado (Fig. 5.21) (Informe Goldcorp 2015). En la planta se tratan 4000 toneladas diarias de mineral que en primera instancia pasan al proceso de trituración y molienda mediante un molino unitario (SAG/Bolas). Se utiliza la lixiviación por agitación en tanques. Luego de este proceso el cianuro es recuperado y se procede a la oxidación y destrucción del mismo y al bombeo de la pulpa de mineral a depósitos de colas (Fig. 5.22) (Informe Goldcorp 2015).



Figura 5.21. Planta de procesamiento de oro en Cerro Negro (Informe Goldcorp 2015).



Figura 5.22. Dique de cola de la planta de procesos ubicado en el área de Vein Zone, mina Cerro Negro (Informe Goldcorp 2015).

Las empresas que intervinieron en la exploración del Distrito Cerro Negro fueron principalmente *Andean Resources Ltd.*, la cual trabajó sobre tres depósitos epitermales de baja sulfuración, donde determinaron reservas entre 2,54 Moz de Au y 23,5 Moz Ag (Eureka West, Bajo Negro, Vein Zone) (Shatwell et al. 2011). *Goldcorp Inc.* tomó el 100% de los derechos a partir de diciembre del 2010, determinando reservas de 2,7 Moz Au para otros tres depósitos (San Marcos, Mariana Norte, Mariana Central). Actualmente, desde 2019 está siendo explotado por la empresa *Newmont*.

CAPÍTULO VI. IMPACTO SOCIO-AMBIENTAL DEL USO DE CIANURO

6.1. CAUSAS Y EFECTOS DE LA INTOXICACIÓN CON CIANURO

El aumento en el uso del cianuro en diversas industrias desde el siglo XIX ha traído grandes avances tecnológicos, especialmente en la minería metalífera de oro y plata. Sin embargo, su uso incorrecto ha provocado incidentes puntuales asociados a la liberación de sustancias cianuradas al medio ambiente, generando así graves consecuencias en la flora y fauna del lugar y en los habitantes de zonas aledañas. En este sentido, la incorrecta manipulación del cianuro puede provocar no solo desastres ambientales sino graves consecuencias en la salud de las personas.

La toxicidad de este compuesto depende de varios factores como su forma química, su estabilidad y su biodisponibilidad (Dubey y Holmes 1995, Luque Almagro 2005, Malpartida 2017). Las formas más tóxicas del cianuro son el cianuro libre como HCN o CN⁻, siendo los menos tóxicos los complejos cianurometálicos fuertes (Dubey y Holmes 1995). La toxicidad del cianuro depende de la concentración y la forma a la cual ha sido expuesto el cuerpo humano y se asocia a su elevada afinidad por los metales. Esta propiedad hace que tienda a unirse a los cofactores metálicos de las metaloenzimas, en especial la *citocromo c oxidasa*, enzima clave en la cadena respiratoria mitocondrial, provocando así su inhibición y afectando la respiración celular y el metabolismo celular del nitrógeno y el fosfato (Luque Almagro 2005).

También su toxicidad dependerá de la forma en la que el cianuro o sus derivados hayan ingresado en el organismo, ya sea por inhalación (vía respiratoria), por vía oral si se ingieren productos contaminados, o a través de la piel debido a su efecto altamente corrosivo y su moderada liposolubilidad (Faust 1994, Luque Almagro 2005).

Si la dosis absorbida es muy baja, el organismo produce la biotransformación del cianuro en tiocianato, un compuesto mucho menos tóxico que es liberado en la orina. La enzima encargada de catalizar esta reacción es la *rodanasa* (Bordo y Bork 2002). La mayor actividad de esta enzima se produce en el hígado, en las células epiteliales del tubo digestivo, en las vías respiratorias y en el córtex del riñón (Luque Almagro 2005). Si la concentración de cianuro es de 33 nM o mayor, el riesgo estará vinculado a la desactivación de la *citocromo c oxidasa*, provocando:

1. La imposibilidad de realizar el proceso de *glucólisis anaerobia*, que utiliza el oxígeno para degradar glucosa obteniendo energía metabólica. Esto genera compuestos tóxicos que producen acidosis metabólica, y que, a su vez, podrían provocar graves alteraciones neurológicas y hasta la muerte (Malpartida 2017).

2. El bloqueo de la fosforilación oxidativa que disminuye la concentración de ATP en la célula y provoca muerte celular (Luque Almagro 2005).
3. Disfunciones en la actividad motora al alterar los sistemas dopaminérgico y serotonérgico.

También se ha descripto la inhibición del crecimiento, alteración de la morfología celular en algunas bacterias y la generación de mutaciones en otras (Dubey y Holmes 1995).

Sin embargo, se reconocen mecanismos de defensa en las plantas cianogénicas que incluyen la destoxicificación a partir de la formación de cianoalanina, la inducción de una enzima insensible al cianuro que posibilita la respiración celular y el empaquetamiento de los glucósidos cianogénicos, inhibiendo la producción de cianuro en condiciones normales, siendo liberados únicamente al producirse rotura tisular (ej.: durante la alimentación en los herbívoros) (Poulton 1988, Vanlerberghe y McIntosh 1997).

En particular, en los mamíferos, la toxicidad del cianuro es mayor, ya que se produce la unión del cianuro a la hemoglobina, enzima encargada del transporte de oxígeno a la sangre, provocando hipoxia citotóxica (disminución del oxígeno) en el resto de los tejidos (Luque Almagro 2005). Otra consecuencia del ingreso de este compuesto al organismo es la apoptosis inducida por cianuro (Shou et al. 2002, Mathangi y Namasivayam 2004). Se ha establecido que el límite máximo de dosis de cianuro por vía intravenosa es letal a una concentración de 1 mg/kg, siendo de 100mg/kg en caso de que ingrese a través de la piel (Luque Almagro 2005).

En el caso de los mamíferos, como mecanismos de auxilio en caso de intoxicaciones provocadas por cianuro se aumenta la administración de tiosulfato y otros componentes de azufre para incrementar la actividad de la rodanasa (Luque Almagro 2005). Se aconseja también un método basado en la quelación de cianuro por hidroxicobalamina (vitamina B12a) o sales de cobalto, que induce a la transformación de hemoglobina a metahemoglobina. Esta última tiene mayor afinidad por el cianuro que la citocromo oxidasa, evitando así que ambos se complejen e induciendo a la formación de cianhidrinas, menos tóxicas, a partir de cianuro utilizando aldehídos (Luque Almagro 2005).

Varios organismos internacionales han detallado el límite de concentración de cianuro tolerable en el agua y en el aire. En el caso particular de Argentina, el Código Alimentario Nacional establece un máximo de 0,1 mg/l de agua para considerarla potable (Malpartida 2017), mientras que en el aire la concentración nociva para el hombre es de 300 ppm.

Para realizar una evaluación del impacto del cianuro en la salud humana se suelen tomar muestras periódicas de orina a los individuos de poblaciones cercanas. Elevados contenido de tiocianato urinario pueden estar indicando la ingesta de cantidades no saludables de cianuro

(Malpartida 2017). En general estos resultados están acompañados por otros síntomas con dolor de cabeza o irritaciones en la piel (Hassan et al. 2015).

Actualmente se han realizado estudios que ponen en debate la existencia o no de enfermedades crónicas asociadas a incidentes con estos compuestos. En un estudio realizado en Burkina Faso, África Occidental, se observó que el nivel de lactato en sangre era mucho mayor a la media en los trabajadores de una mina que manipulaban cianuro en comparación con los habitantes de poblaciones cercanas (Knoblauch et al. 2020). Otros estudios han revelado que determinados complejos metal-cianuro como el Hg(CN) son estables y bioacumulables en el organismo generando así daño y hasta muerte celular, produciendo alteraciones irreparables en los órganos vitales de los mamíferos (Seney et al. 2020). Por otro lado, aunque el cianuro libre se degrada al exponerse a la luz solar, productos menos tóxicos derivados del mismo como cianato o tiocianatos, pueden persistir varios años en el ambiente lo que causa una mayor exposición a estos compuestos en las poblaciones aledañas (Hassan et al. 2015). A partir de estudios realizados sobre comunidades cercanas a minas auríferas en Malasia, se encontró que los niveles de tiocianato en orina en los pobladores expuestos eran mayores respecto a otras comunidades más alejadas. Según encuestas realizadas, la comunidad expuesta era más propensa a sufrir dolores de cabeza, mareos, e irritaciones en la piel y los ojos (Hassan et al. 2015). Sin embargo, es preciso tener en cuenta que este estudio no cuenta con mediciones de dispersión de la pluma de contaminación aérea, así como tampoco en aguas o sedimentos. Tampoco se aclaran los protocolos de la mina para la manipulación de cianuro ni se mencionan las concentraciones de CN⁻ a la que se expusieron los pobladores intoxicados. Además, que los síntomas sean reportados por los propios individuos entrevistados hace que no sean datos suficientemente objetivos. Por otro lado, es preciso destacar que no se han encontrado estudios sobre enfermedades crónicas después de un incidente aislado de exposición al cianuro.

Los derrames accidentales de soluciones cianuradas en cuerpos de agua superficiales producen la muerte de cantidades considerables de organismos acuáticos. Varios trabajos señalan que la mortalidad se produce a concentración >20 µg/l, cinco veces menor a la permitida para el consumo humano, reportando consecuencias crónicas a concentraciones menores a 5 µg/l (Eisler y Wiemeyer 2004, Malpartida 2017).

6.2. CASOS DE IMPACTO AMBIENTAL

6.2.1. Casos a nivel internacional

6.2.1a. Baia Mare (Rumania)

La catástrofe de Baia Mare se ubica entre los peores accidentes ambientales de la historia. El 30 de enero del año 2000 a las 23 hrs. la empresa Aurul Co. informó de un grave accidente en sus instalaciones. Debido a las condiciones meteorológicas de los últimos días, que ocasionaron importantes nevadas, y al posterior derretimiento de la nieve acumulada se produjo la ruptura en una de las paredes de un dique de decantación. Esto provocó su colapso y la liberación de más de 100.000 m³ de aguas excedentes con cianuro libre, complejos de cianuro y metales pesados, como cobre y zinc. La actividad fue detenida inmediatamente (Korte et al. 2000).

La región de Baia Mare en Rumania es desde hace muchas décadas considerada como el centro de la actividad minera y metalúrgica del país, especialmente de metales como cobre, plomo, zinc, oro y plata, y al mismo tiempo uno de los focos de contaminación ambiental más importantes debido a la liberación de metales pesados (Cordos et al. 1995, Frentiu et al. 2000). La misma se encuentra situada en el noroeste de Rumania, abarcando un área de 900 km², con una población de 250.000 personas (Fig. 6.1) (Cordos et al. 2003).

La compañía Aurul comenzó la extracción de oro y plata residual en mayo de 1999, a partir de residuos sólidos de antiguas minas, acumulados en un dique de relaves abandonado hace 30 años, y ubicado cerca de la ciudad de Baia Mare (Cordos et al. 2003). Aurul S.A. (actualmente Transgold) es una compañía controlada en conjunto por Esmeralda Ltd. Australia y REMIN Baia Mare que utiliza lixiviación con cianuro y carbón activado en pulpa (CIP) como procesos para extraer oro y plata de relaves de oro en una presa pre-existente (Cordos et al. 2003).

Durante el fatal evento, se calculó que la solución liberó 120 toneladas de cianuro y elementos metálicos (Laslo 2006, Kossoff et al. 2014). Luego de recorrer 2,5 km el derrame alcanzó el sistema fluvial. La pluma de cianuro y metales pesados se formó inicialmente en el río Lapus, viajó hasta el río Somes en Rumania y luego de cruzar el borde con Hungría alcanzó el río Tisa y continuó hasta el Danubio (Fig. 6.1) (Cordos et al. 2003). La pluma de cianuro se fue diluyendo durante su recorrido, especialmente luego de entrar en el Danubio. El cianuro solo fue identificado durante las cuatro semanas siguientes al derrame (Cordos et al. 2003).

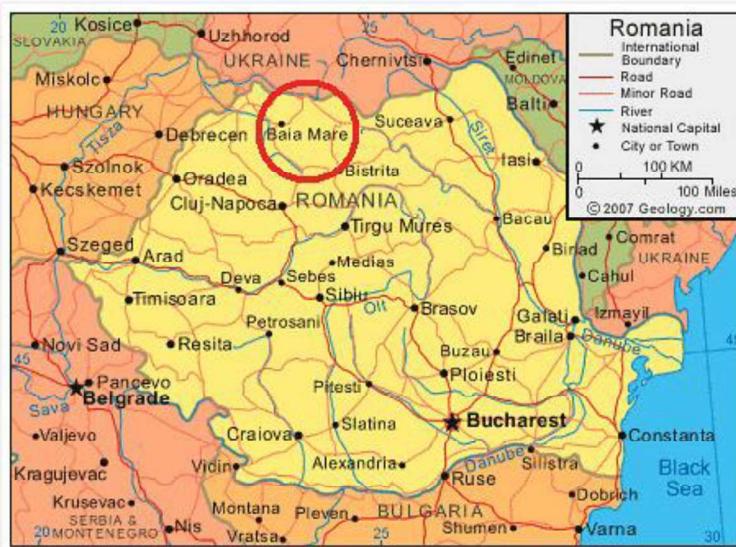


Figura 6.1. Mapa de ubicación de la mina de Baia Mare. Se destaca en el mismo el recorrido que hizo el flujo de aguas excedentes a través del río Tisza hasta desembocar en el Danubio.

Fuente:<http://www.istanbul-city-guide.com/map/country/Romania-Map.asp>).

El mayor problema que trajo aparejado este incidente ambiental fue la escala regional que tomó en pocos días. La columna de agua contaminada viajó extendiéndose ampliamente y atravesando Rumania, Eslovaquia, Ucrania, Hungría, Serbia y Montenegro, antes de alcanzar finalmente el Mar Negro. La contaminación de estas aguas generó un gran impacto medio ambiental que afectó principalmente a la flora y fauna de los ríos involucrados, aniquilando al plancton y acabando con al menos 38 especies de peces.

Seguido de este incidente, el 10 de marzo del 2000, otro dique de cola colapsó en Baia Borsa, localidad cercana a Baia Mare, ambos cercanos al límite con Ucrania. Este nuevo derrame no fue tan intenso como el primero, pero sí liberó una variedad de metales pesados como Pb, Cu y Zn (Macklin et al. 2003), que hicieron el mismo recorrido que el anterior. La consecuencia inmediata de ambos accidentes resultó en la contaminación del sistema fluvial de la cuenca del Danubio a lo largo de todos los países que atraviesa y una gran mortandad de peces (Hudson 2001, Macklin et al. 2003).

Inmediatamente después del derrame en ambos asentamientos mineros, se reportaron 1240 toneladas de peces muertos (Kossoff et al. 2014). Los derrames de cianuro suelen ser muy problemáticos ya que el cianuro forma fácilmente complejos acuosos con metales como Cu, Fe, Ni y Zn (Rees y Van Deventer 1999). Luego, como consecuencia de la presencia del cianuro, estos elementos metálicos quedan en solución durante mucho más tiempo propagándose a través de mayores distancias.

Más allá de la catástrofe concerniente con el derrame de solución cianurada en enero del 2000, la cuenca de Baia Mare se caracteriza por una larga historia de industrias mineras y metalúrgicas en la región, muchas de las cuales no han sido reguladas correctamente y arrojan sus residuos sin previo tratamiento.

Los análisis de aguas y sedimentos realizados inmediatamente después de la catástrofe, en marzo del 2000, indicaron la existencia de partículas individuales de cadmio y plomo en sedimentos fluviales a partir del uso de microscopía de rayos X (Osan et al. 2004).

Por otro lado, un estudio realizado sólo 3 años después de la catástrofe a partir de tomas de muestra de agua, sedimentos de corriente y control de fauna y especies bentónicas, ya había demostrado que la calidad de las aguas del sistema fluvial circundante a la zona se encontraba entre los estándares seguros para usos externos (Fig. 6.2) (Cardos et al. 2003). Se determinó que para ese momento los elementos contaminantes se encontraban en formas suspendidas, siendo producto directo de la larga trayectoria en explotación minera de la zona, y no solo del accidente en Baia Mare, especialmente en los estanques de decantación localizados cerca de los ríos. Además, no se determinó cianuro en el agua.

En el caso de las muestras de sedimento las mismas contenía metales pesados, y algunos de ellos fueron registrados como complejos de cianuros. Los valores reportados en este caso si se exceden de los límites críticos por lo cual se los consideró potencialmente peligrosos (Cordos et al. 2003). Con respecto al sistema acuático que fue afectado por el derrame se destaca la desaparición de varias especies de microalgas debido a su baja tolerancia a los cambios en la calidad del río Somes.

Se indica que estas especies comenzaron a recuperarse semanas después de la catástrofe pero solo en un número reducido de especies, y solo dos especies bentónicas sobrevivieron en los segmentos del río afectado por el derrame (Cordos et al. 2003). Menos de un cuarto de las especies identificadas antes del accidente fueron reconocidas nuevamente en el verano del 2000 (Cordos et al. 2003).

Un estudio realizado en el 2015, 7 años después de que cerraran las mineras de la zona, determinó la presencia de varias especies minerales en suspensión, pero con una concentración tal que permitiría utilizar estas aguas en agricultura (Pistea et al. 2015).

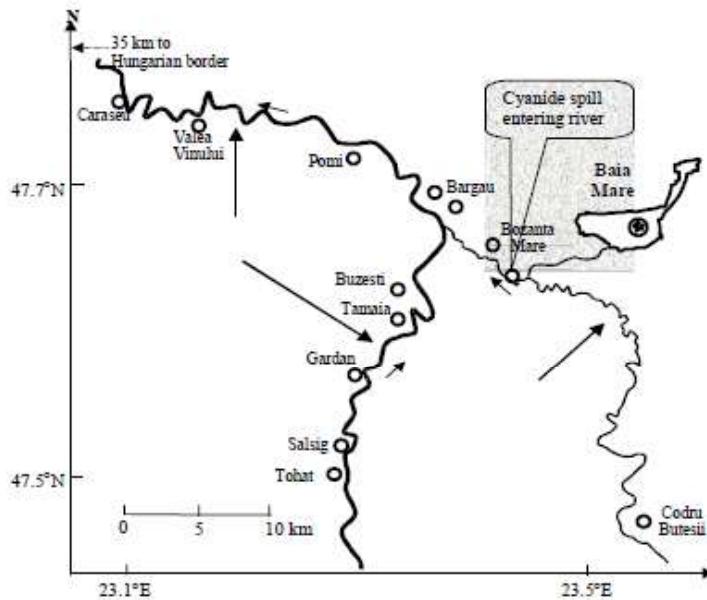


Figura 6.2. Mapa mostrando el sistema fluvial de la región de Baia Mare y los puntos muestreados de aguas y sedimentos tomados en la orilla del río durante los estudios realizados inmediatamente después de la catástrofe (Cordos et al. 2003).

6.2.1b. Merriespruit (Sudáfrica)

La localidad de Merriespruit se ubica en Virginia, Estado Libre de Sudáfrica. En las afueras de esta localidad se encuentra la mina Harmony Gold, la cual inició su producción en 1978.

El accidente se produjo durante la noche del 22 de febrero de 1994 debido a la rotura de un dique de cola. Este hecho estuvo asociado a una tormenta eléctrica que tuvo lugar ese mismo día con una importante descarga de agua en un lapso muy corto de tiempo (50mm/30min) y que aportó 50 litros/m² (Blight 1997). La falla en el dique de contención generó un flujo por deslizamiento debido a licuefacción estática (Davies 2002). El colapso del dique provocó la liberación de 600.000 m³ de suspensión que se desplazaron por más de 2,5 km, donde fueron detenidos por un lago ornamental (Fig. 6.3) (Oldecop et al. 2008). El pueblo vecino de Merriespruit cuyos suburbios se encontraban a 320 m de la pared norte del dique (Davies 2002) fue inundado por una ola de lodo que alcanzó 2,5 m de altura destruyendo varias casas y provocando que 17 personas perdieran la vida (Figs. 6.4, 6.5) (Fourie 2001, Oldecop et al. 2008).

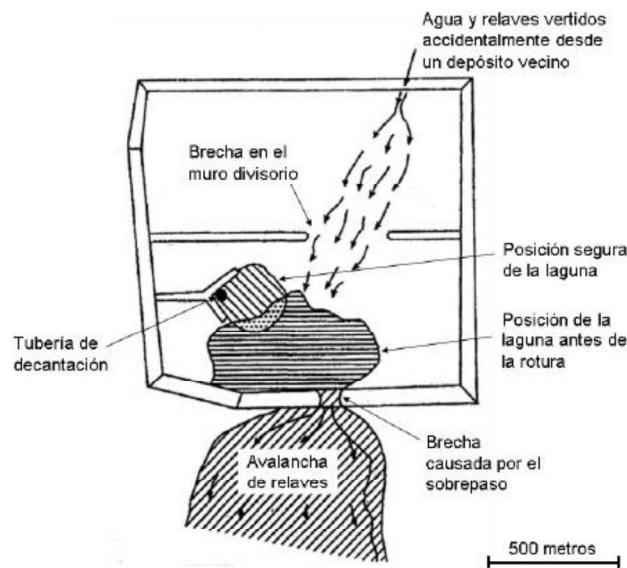


Figura 6.3. Esquema de la ruptura de la falla de la presa Merriespruit por sobreceso. Tomado de Oldecop et al. (2008) y modificado de Blight y Fourie (2003).

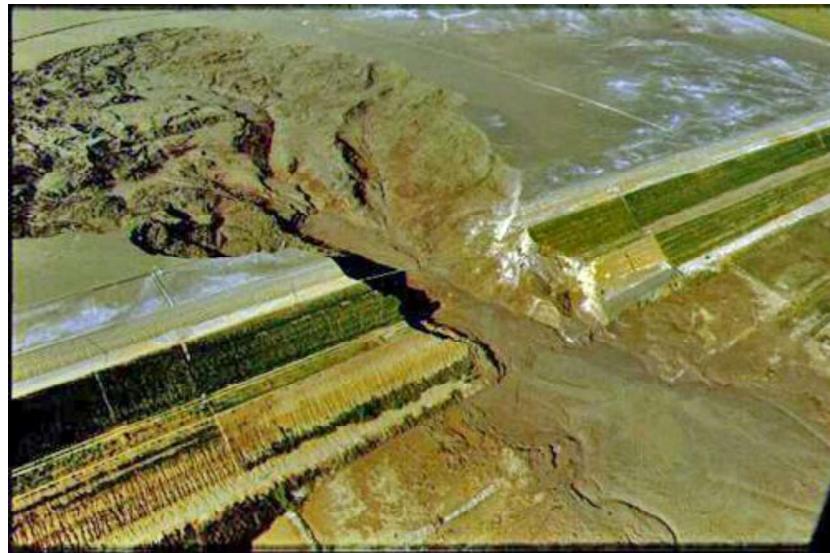


Figura 6.4. Imagen aérea tomada luego de la destrucción de la presa de Merriespruit. Fuente: Mineral Council South Africa (2020), <https://www.mineralscouncil.org.za/industry-news/we-care-we-remember/324-we-remember-merriespruit>.



Figura 6.5. Fotografías aéreas del alcance del derrame de Merriespruit y la corta distancia que separaba el dique del pueblo vecino. Luego del colapso del dique el deslizamiento viajo por 2 km cubriendo una superficie de 500.000 m² (Davies 2002). Fuente: <https://www.tailings.info/casestudies/merriespruit.htm>.

La mina Harmony Gold en Sudáfrica utiliza un sistema tipo *paddock* para el manejo de relaves. Estos sistemas son bastante comunes en Sudáfrica y son, esencialmente, una serie de embalses de relaves construidos aguas arriba (Davies 2002). El incidente se produce debido a un desbordamiento producto de un drenaje inadecuado del relave, mecanismo detonante para producir licuefacción estática una vez que suficiente cantidad de material fue liberado (Davies 2002). Como se mencionó, más de 600.000 m³ de relaves y 90.000 m³ de agua fueron liberados. El deslizamiento viajó por 2 km cubriendo una superficie de cerca de 500.000 m² (Davies 2002). Este accidente es considerado por varios autores como un buen ejemplo de ruptura por falla de sobreceso (Fourie y Papageorgiou 2001). La presa era de tipo anular con planta rectangular y de 31 m de altura. La misma se construía aguas arriba usando los residuos mineros como material de construcción, permitiendo su secado para favorecer su consolidación por acción de las fuerzas capilares (Rodríguez et al. 2009). Es de destacar que un año antes del colapso, el llenado del depósito fue suspendido porque se detectaron problemas de estabilidad. A pesar de ello, se detectaron escapes de residuos mineros y agua desde un depósito vecino que sí seguía en operación. La laguna de decantación fue empujada progresivamente hacia el borde donde finalmente se produciría la falla, producto de estos escapes no controlados en uno de los depósitos. El mecanismo de ruptura de Merriespruit es explicado por Rodriguez et al. (2009) en la figura 6.6. Según los análisis y modelados realizados, el agua que se vertía por el coronamiento provocó erosión retrocedente en el talud, iniciando así una brecha por erosión regresiva, lo cual pudo haber sido acelerado por pequeños deslizamientos locales (Blight 1994). A medida que se producían más vertidos de agua se fueron erosionando también los sedimentos o material acumulado al pie del talud. Luego de varios ensayos Fourie y Papageorgiou (2001) concluyeron que el mecanismo detonante

probablemente fue la “licuación estática” de los residuos mineros. La inestabilidad iniciada en una porción limitada de material, se extendió a una gran masa que fluyó a través de la brecha en forma de líquido viscoso (Rodríguez et al. 2009).

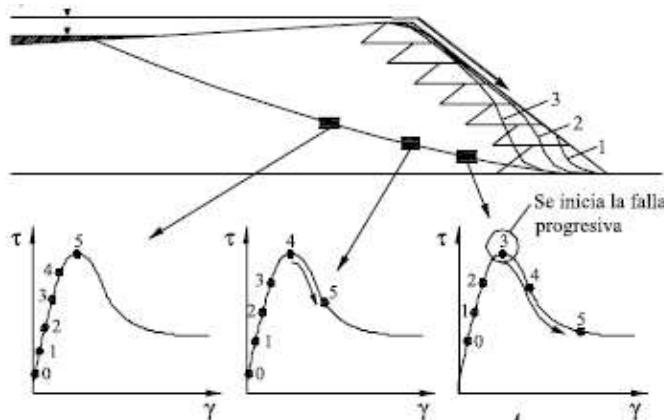


Figura 6.6. Mecanismo de falla de una presa por sobreceso, provocando erosión del talud y licuefacción estática de los relaves. Tomado de Rodríguez et al. (2009). La falla se desencadenó luego de una tormenta con lluvias de 50 litros/m² que provocó el sobreceso del coronamiento (Fourie et al. 2001).

6.2.2. Casos a nivel nacional

6.2.2a. Veladero (San Juan)

Con respecto a incidentes ambientales a nivel nacional, se puede destacar el caso de la Mina Veladero ocurrido el 13 de septiembre de 2015. El mismo estuvo asociado a la fuga de una solución rica desde el Sistema de Lixiviación en Valle (SLV). La causa principal detectada estaría asociada a una falla en una válvula de venteo en la tubería de transporte de la solución, produciendo el deslizamiento de una sección del talud de las pilas de lixiviación hacia el Canal de Desvío Norte (CDN), por donde continuó avanzando hasta alcanzar el río Potrerillos.

El incidente fue informado pocas horas después de ocurrido por la empresa Minera Argentina Gold Sociedad Anónima (MAGSA), quien inicialmente informó que el volumen de solución rica liberada era de unos 224 m³. Sin embargo, este valor es luego desmentido por la misma empresa, siendo el volumen total de 1073 m³.

A pesar de que la empresa tomó medidas inmediatas para evitar daños mayores, la falta de consistencia en los primeros datos emitidos generó incertidumbre entre las poblaciones cercanas. Entre las medidas paleativas iniciales realizadas se encuentran el suministro de agua potable a las poblaciones de la zona, avisos sobre la presencia de sustancias tóxicas en el río Blanco y el agregado de hipoclorito de sodio para neutralizar el posible cianuro presente en las aguas de consumo humano. De todas formas, el accionar de la empresa no fue el más acertado

ya que al no comunicar de forma inmediata datos precisos sobre el volumen y composición de la solución liberada, generó más incertidumbre y preocupación en las comunidades locales.

A partir de lo sucedido el Ministerio de Minería pidió a organismos externos a la empresa, en particular la UNOPS (Oficina de las Naciones Unidas de Servicios para Proyectos) y la PNUMA (Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente), que realizaran estudios de control y monitoreo, y que llevaran a cabo el análisis del estado de los cursos de agua superficiales y la red subterránea. El objetivo principal fue evaluar si los cuerpos de agua cercanos a la zona del incidente sufrieron afecciones en su composición físico-química y limnológica, así como también evaluar estos parámetros a través del tiempo.

Para realizar el estudio, la UNOPS dividió al área potencialmente afectada en cuatro zonas según su cercanía con el punto de emisión; las mismas abarcan los cursos de agua de los ríos Potrerillos, de Las Taguas, de La Palca, Blanco y Jáchal (Fig. 6.7). La Zona 0 es la más afectada y comprendería el tramo del río Potrerillos desde aguas abajo de la Pileta de Emergencia (asociada al punto de descarga del Canal de Desvío Norte, dónde sucedió el incidente) hasta su desembocadura en el río de Las Taguas. Este tramo del río Potrerillos se encuentra dentro del área de la concesión minera, aguas abajo del muro del Sistema de Lixiviación (SLV) (Fig. 6.7).

En el otro extremo, la Zona 4, comprende parte del río Blanco aguas arriba del embalse Cuesta del Viento y parte del río Jáchal aguas abajo del dique, los cuales presentan vida acuática y son utilizados, como riego, bebida de ganado y vida silvestre, y para uso recreativo (Fig. 6.7).



Figura 6.7. Delimitación de las áreas de medición, control y monitoreo dónde se realizaron los análisis de calidad de agua por la UNOPS y PNUMA (2016).

Para realizar los estudios mencionados la UNOPS tomó muestras de aguas superficiales junto a muestras de sedimentos fluviales correspondientes al mismo lugar, además de aguas subterráneas. Estos análisis fueron complementados con estudios ecológicos y estadísticos acerca de los cambios acontecidos en las comunidades de fitoplancton, zooplancton, fitobentos y macro invertebrados bentónicos (UNOPS y PNUMA 2016).

A partir del informe emitido por la UNOPS en abril de 2016, se destaca que las mayores implicancias y zonas afectadas fueron detectadas en aquellas áreas con relación directa al punto de descarga. En relación con esto, no se observaron impactos sobre las captaciones de aguas de las localidades más cercanas como El Chinguillo, Malimán y Angualasto, ya que sus fuentes no se asocian al río Blanco (Fig. 6.7).

Según el informe mencionado se destacan diversos tipos de impactos en las zonas cercanas al punto de emisión. En primer lugar, impactos físicos asociados a una importante cantidad de sedimentos movilizados por el derrame. Por otro lado, impactos químicos asociados a la detección de trazas de cianuro y sus productos de degradación junto a metales totales y disueltos.

La Zona 0 se identificó como la más afectada, e incluye parte del río Potrerillos, desde aguas debajo de la pileta de emergencia hasta la desembocadura del río Potrerillos al río Taguas (UNOPS Y PNUMA 2016). Las muestras de aguas superficiales en esta zona muestran valores anómalos de cianuro total, por encima de los niveles guía, indicados para preservar la vida acuática en agua dulce. De todas formas, se destaca que se encuentran por debajo del límite para el agua como bebida de consumo humano. Sin embargo, sí se han registrado concentraciones de metales totales (ej.: As, Cr, Fe, Hg, Ag, Pb y Zn) muy por encima de las concentraciones de línea de base antes del incidente. Su propagación se habría realizado a través de la fase particulada y de los sedimentos con metales introducidos y acumulados en el lecho del río Potrerillos. Por su parte, se reconoció también la infiltración de agua superficial en el acuífero, determinándose bajas concentraciones de cianuro en las capas superiores sin detectarse concentraciones anómalas de metales disueltos. Asociado a esto, se detectó cianuro total y tiocianato junto a As, Zn Pb y Hg, en los sedimentos depositados en el cauce del río Potrerillos, aguas abajo del punto de descarga del Canal de Desvío Norte (Fig. 6.8).

Según la UNOPS los resultados obtenidos indicarían efectivamente que se estaba produciendo un transporte de metales y que las aguas del río Potrerillos estaban siendo afectadas por un proceso de polución secundaria o contaminación difusa, producto de la resuspensión de los sedimentos del fondo del cauce.

Sin embargo, es importante destacar que solo se detectaron casos severos de contaminación ambiental en el cauce del río Potrerillos, ya que en el río Taguas no se obtuvieron valores anómalos de cianuro ni compuestos derivados en agua superficial ni agua subterránea, ni en sedimentos. Los metales detectados en cantidades inferiores indicarían una amortiguación natural, producto de la dilución del sistema hídrico (UNOPS y PNUMA 2016).

A pesar de que las principales consecuencias ambientales se asocian exclusivamente al desarrollo de la vida acuática en la zona más cercana al lugar del incidente, los resultados de los estudios limnológicos muestran que las diversas comunidades analizadas presentan signos importantes de recuperación, sobretodo en aquellas áreas directamente vinculadas a la descarga de aguas cianuradas, como es el cauce del río Potrerillos.



Figura 6.8. Vista hacia el norte del valle del río Potrerillos después (octubre 2015) y antes (mayo 2015) del incidente. Se destaca la cobertura de sedimentos de material de relaves afectando la vega (UNOPS y PNUMA 2016).

6.3. MEDIDAS DE CONTROL PARA EL USO DE CIANURO

Partiendo de la base de la importancia del uso del cianuro como parte de los tratamientos metalúrgicos en la minería de extracción del oro, las condiciones seguras para la manipulación y uso de este compuesto tienen que ser un requisito fundamental para cualquier empresa minera.

Los controles y cuidados a tener en cuenta para la manipulación durante el uso de cualquier sustancia están basados en entender primero cuán peligrosa es la misma, la cantidad utilizada y la posibilidad de que haya algún tipo de contacto entre el operador y la sustancia en cuestión (León Torres 2019). Se recomienda en estos casos un enfoque integral de la situación

para tratar los riesgos, que consta de: la evaluación, el manejo y la información de los mismos (Guerra Lu et al. 2007). La evaluación del riesgo implica a su vez cuatro pasos:

- 1) La identificación del peligro, es decir determinar la capacidad potencial del agente tóxico en cuestión para causar efectos adversos en el hombre y/o en el ambiente. Dentro de los peligros físicos se considera la posibilidad de combustión, explosión, inflamabilidad y corrosividad, así como se debe hacer una clasificación de los peligros para la salud humana en agudos o crónicos (Guerra Lu et al. 2007).
- 2) La evaluación dosis-respuesta, es decir, ante determinadas dosis y en condiciones estandarizadas cual es la respuesta del sujeto que se ve expuesto a esta sustancia.
- 3) La evaluación de la exposición es decir las vías o situaciones por las cuales el agente tóxico puede ponerse en contacto con un receptor. El objetivo es determinar cómo y en qué circunstancias el receptor se puede encontrar expuesto al peligro además de las cantidades y el tiempo de exposición.
- 4) La caracterización del riesgo implica una descripción cualitativa y cuantitativa explícita sobre la cual se tomarán decisiones a la hora de planificar las medidas de protección y prevención ante accidentes (Guerra Lu et al. 2007).

Por otro lado, se aconseja fuertemente los controles de ingeniería centrados en aislar las zonas de operación y diseñar un espacio con ventilación adecuada (León Torres 2019). La extracción del aire se recomienda realizarla por extracción localizada en el lugar de las emisiones químicas. Además, el uso de respiradores o equipo de protección da aún más seguridad a la hora de la manipulación del mismo. La capacitación para la colocación, uso y prueba del equipo de protección debe ser incorporada como un procedimiento básico para asegurar el cuidado adecuado de los trabajadores (Guerra Lu et al. 2007).

En aquellas empresas donde se utiliza cianuro para los procesos de lixiviación de oro, en general se recomienda en primer lugar generar planes de emergencia en caso de escapes accidentales de cianuro. Las empresas responsables deben destinar personal, equipos y recursos apropiados no solo ante casos de emergencia, sino para la manipulación de este producto durante la jornada laboral.

En la elaboración de los planes de trabajo y de acciones ante accidentes se recomienda la participación del personal de planta. La evaluación y revisión periódica de los procedimientos utilizados permite ir perfeccionándolos en caso de que sea necesario.

Al evaluar los controles existentes en el lugar de trabajo, es preciso considerar la peligrosidad de la sustancia y la cantidad que se está utilizando. Si existe la posibilidad de contacto con la piel, los ojos y/o el aparato respiratorio es necesario tener en cuenta controles

especiales en caso de sustancias químicas sumamente tóxicas (Guerra Lu et al. 2007, León Torres 2019). Sumado a esto, se recomienda como práctica de prevención, contar con las Hojas de Seguridad de la sustancia a utilizar y proceder al uso, manipulación y almacenamiento de la sustancia según las indicaciones allí detalladas.

Lo más importante es manejar adecuadamente las soluciones del proceso de cianuración, usando el equipo adecuado y siguiendo los protocolos establecidos para su manipulación y correcto desecho en vistas de proteger al medio ambiente y a la salud humana. Varios autores recomiendan, siempre que sea posible, optar por transferir el cianuro desde los tambores de almacenamiento a recipientes de procesamientos de forma automática (León Torres 2019).

En general, un manejo seguro del cianuro implica tener en cuenta e implementar las siguientes acciones (CAEM 2019):

1. Planificar contingencias, inspecciones y procedimientos de mantenimiento preventivo.
2. Minimizar el uso del cianuro y limitar su concentración en los relaves de tratamiento.
3. Implementar un programa integral de gestión del agua para evitar escapes accidentales.
4. En caso de derrames, implementar medidas de contención de derrames en los tanques y las tuberías del proceso.
5. Dotar al personal de equipos de protección personal (EPP) adecuados como los indicados en la figura 6.9.
6. Evaluar los efectos del uso del cianuro en la vida silvestre y la calidad de las aguas superficiales y subterráneas.
7. Tomar medidas para proteger la flora y fauna (ej.: peces y vida silvestre) del lugar contra los efectos adversos de las soluciones excedentes del proceso de cianuración (lograr concentraciones por debajo de las 50 ppm de cianuro libre).
8. Evitar el vertido directo e indirecto de soluciones del proceso de cianuración al agua superficial (lagos y ríos) y subterránea.
9. Aplicar procedimientos de control o de garantía de calidad para confirmar que las instalaciones de cianuro están construidas según normas y especificaciones de ingeniería aceptadas.



Figura 6.9. Equipo de protección contra el cianuro (fuente: Informe CAEM).

Se recomienda, además del monitoreo periódico, del cumplimiento adecuado de los procedimientos y las normas de seguridad mencionadas, la realización de controles médicos anuales, especialmente en la población de trabajadores encargados de manipular cianuro o que están expuestos al mismo (Albiano 2009). Los controles se basan principalmente en la toma periódica de muestras de orina recolectadas al final de la jornada laboral en no menos de tres días de exposición. Se utiliza como técnica la espectrofotometría y el parámetro biológico utilizando como índice la concentración de creatinina, lo que conlleva a la medición de tiocianatos urinarios. Además de los niveles de concentración de tiocianato y de creatinina, se tiene en cuenta un examen clínico general donde se evalúan distintos aspectos entre ellos: endocrinológicos (bosiohipofuncionante, función tiroidea), neumonológicos (ej.: disnea), neurológicos (cefalalgias, fatigas, alteraciones de los sentidos del olfato y el gusto) y vías respiratorias (irritación de faringe y vías aéreas superiores) (Albiano 2009).

Con cada análisis se revisa principalmente si los valores de tiocianato en orina son mayores a 6 mg/g de creatinina y si hay manifestaciones de alguna enfermedad o alteración de la función tiroidea (Albiano 2009). Según los resultados obtenidos se realiza una evaluación del medio ambiente laboral, la corrección de aquellas acciones que condicionan la exposición al contaminante de ser necesario y la revisión de las normas de higiene y protección personal para los trabajadores. Si los niveles de tiocianato son acompañados por síntomas fuertes como cefaleas, alteración del olfato y gusto, vómitos o disnea, se recomienda el alejamiento transitorio del trabajador de la zona de exposición, la evaluación del ambiente laboral y una revisión de las medidas que se toman para trabajar con cianuro para ver si son las adecuadas.

La persona afectada podrá reincorporarse al trabajo una vez que desaparecen todos los síntomas y deberá ser controlada semanalmente por al menos un año (Albiano 2009).

6.4. ¿QUÉ HACER ANTE UN INCIDENTE CON CIANURO?

Las técnicas de primeros auxilios varían según las formas de ingreso del cianuro al cuerpo humano (inhalación, contacto y/o ingestión). Las medidas que se recomienda en estos casos son las siguientes.

Si se produce un accidente por inhalación o se detectan síntomas asociados a este hecho, lo primero a hacer es trasladar a la víctima a un lugar ventilado. No se recomienda realizar respiración boca a boca sino aplicar lo antes posible respiración artificial. Si la situación no mejora se aplican capsulas de nitrilo (León Torres 2019). Las técnicas a aplicar son las mismas en caso de ingestión del cianuro; se recomienda no provocar vómitos ni ingerir alimentos. Si se produce contacto con la piel o con los ojos se recomienda lavar con agua abundante y en caso de que sea necesario desechar las ropas contaminadas. Si se detecta una irritación persistente lo mejor es buscar asistencia médica (León Torres 2019).

En general, se describen tres grados de intoxicaciones: 1) Intoxicación sobreaguda la cual es rápidamente mortal; 2) Intoxicación aguda que consta de cuatro fases principales: excitación, depresión, convulsiones y parálisis; 3) Intoxicación subaguda donde algunos de los síntomas más comunes son cefaleas, vértigo, angustia, insomnio, anorexia y disnea, todos rápidamente reversibles (Albiano 2009).

Para muchos accidentes graves se utiliza también la hidroxicobalamina (Cyanokit) como antídoto, testeada y utilizada en EEUU y Japón (Fig. 6.10). Este compuesto permite neutralizar los iones cianuro ya que la combinación entre la hidroxicobalamina y el cianuro da lugar a la vitamina B12 que luego será expulsada a través de la orina.



Figura 6.10. Cyanokit (hidroxicobalamina) 5g intravenoso, para aplicar en casos de envenenamiento con cianuro o sospecha del mismo. Fuente: www.cyanokit.com.

En el caso particular del NaSH, sustancia utilizada en la recuperación o degradación de cianuro (ver Capítulo IV), la exposición directa a los ojos causa daños permanentes y en muchos casos ceguera. Además, se absorbe fácilmente a través de la piel generando intoxicaciones con ácido sulfídrico y diferentes grados de quemaduras. Se recomienda lavar con abundante agua la zona afectada por al menos 15 minutos (Guerra Lu et al. 2007). Su ingestión puede ser letal debido a la generación de ácido sulfúrico en el estómago. Si la persona aún está con vida se recomienda suministrar abundantes cantidades de agua e inducir al vómito.

Por otro lado, la inhalación del NaSH provoca irritación de las membranas mucosas. Se requiere el traslado a un lugar fresco, el lavado con abundante agua, suministrar oxígeno si la persona respira con dificultad y en caso de que no respire dar respiración boca a boca. En todas las situaciones es inminente el llamado a un profesional de la salud para que asista al trabajador accidentado (Guerra Lu et al. 2007).

CAPÍTULO VII. NORMAS Y REGLAMENTACIONES ANTE EL USO DE CIANURO EN EL PAÍS

7.1. USO DE CIANURO A NIVEL MUNDIAL

El cianuro es considerado como una de las sustancias más tóxicas y peligrosas utilizadas en la industria minera. A pesar de que en algunos países se prohíbe su uso, este elemento sigue siendo indispensable en la minería del oro. Por lo tanto, hasta que no se encuentre un reemplazo que sea igual o más rentable económicamente, y además más seguro para el ambiente y los trabajadores que lo manipulan, el cianuro continuará siendo aplicado en muchos países, mientras no exista una expresa prohibición de su uso. Por ello, numerosas medidas de control y cuidado han surgido a través del tiempo para evitar y/o remediar todo posible impacto negativo que puede provocar un incidente con cianuro.

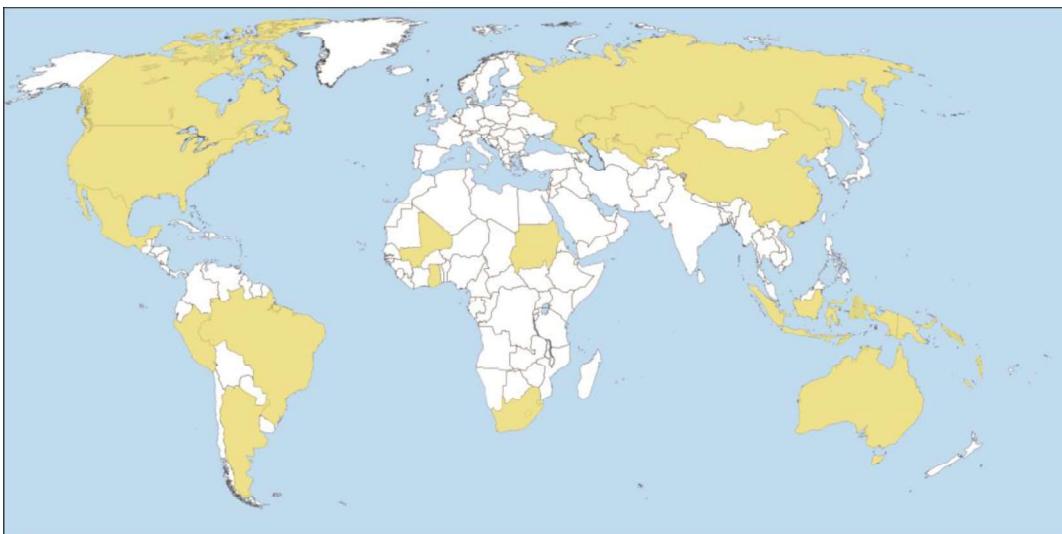


Figura 7.1. Mapa mundial donde se destacan los países que actualmente desarrollan la minería del Au.

Fuente: USGS (2021).

Dentro de las normativas y regulaciones a nivel internacional la más importante a destacar es el *Código Internacional para el Manejo del Cianuro para la Fabricación, el Transporte y el Uso del Cianuro en la Producción de Oro* (http://www.cyanidecode.org/index_sp.php). El objetivo del Código del Cianuro es proponer un sistema ordenado de controles y prácticas para la utilización del este compuesto que actúe como un complemento a las normas existentes en el manejo de sustancias peligrosas.

El mismo es un programa de adhesión voluntaria que describe las bases protocolares para la manipulación del cianuro en todas las etapas de la explotación minera. Fue diseñado en el año 2000 por el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (UNEP) y el

Consejo Internacional de Metales y el Medio Ambiente (ICME), y actualmente es administrado por el Instituto Internacional para el Manejo del Cianuro (ICMI), una organización sin fines de lucro de Estados Unidos.

El objetivo que impulsó su creación fue buscar la forma de proteger mediante regulaciones la salud de los trabajadores mineros y de las comunidades vecinas a estos emprendimientos, así como del ambiente y la biodiversidad.

Regular y controlar como las empresas manejan esta sustancia permite evitar una gran cantidad de accidentes laborales, así como impactos en el ambiente por su mal uso o manejo. Las reglamentaciones que establece están centradas exclusivamente en el manejo seguro del cianuro (acopiado como reactivo del proceso), relaves del proceso de molienda y cianuración, y soluciones de lixiviación, así como la planificación de su transporte bajo estrictos protocolos que permitan minimizar los riesgos. Además de especificar las pautas a seguir para evitar cualquier tipo de accidentes, menciona los protocolos de emergencia que tienen que cumplirse ante fugas accidentales, liberación al ambiente y/o exposición de trabajadores al cianuro de hidrógeno concentrado. Hace mención también a las normas y mecanismos para proteger la flora y fauna del lugar y a los programas de monitoreo ambiental y sistemas de respuesta ante emergencias.

Para una empresa minera, seguir el Código implica auditorías cada tres años que certifiquen que los protocolos que se definen en el mismo se estén cumpliendo. Si los procedimientos que siguen esas empresas no se ajustan a las indicaciones del Código, las mismas pueden no certificar y deberán ser evaluadas nuevamente. Las auditorías son realizadas por personal externo a las empresas mineras y son una forma de certificar que están haciendo correctamente su trabajo, sobre todo porque los informes se hacen públicos al final de la auditoría.

El Código es totalmente complementario con los requerimientos de las normas nacionales y provinciales vigentes en nuestro país, pero no las reemplaza. En Argentina, las minas Cerro Vanguardia, Gualcamayo y Veladero poseen la certificación del Código, según lo informan en sus páginas web las empresas que operan esos proyectos.

En el año 2000, pocos meses después del accidente ocurrido ese año en Baia Mare (Rumania) durante un Congreso sobre Minería del Oro en Berlín (Alemania) los Dres. Müller y Korte hicieron pública la llamada “Declaración de Berlín” en la que advierten a los países del peligro de la minería de oro con el uso de cianuro. La misma está basada en los comentarios que Korte et al. (2000) publicaron en relación con ese accidente, el poco cuidado por parte de las industrias mineras en el uso de este producto y la ineficiencia de muchos gobiernos para regular y controlar la actividad minera que lo usa. En ese trabajo los autores afirman que el

proceso de recuperación de oro por cianuración no es una tecnología sustentable y que además provoca impactos inaceptables sobre los ecosistemas y las personas, mencionando varios incidentes asociados al derrame de sustancias cianuradas. Cuestionan particularmente el método de cianuración sobre roca total (que implica el uso de enormes volúmenes de solución de cianuro permitiendo la disolución del oro y de otros elementos presentes) y sostienen que la industria minera debe poder prevenir los accidentes que ocurren. Los autores proponen “la alteración de los métodos y mayor uso del reciclado por métodos pirometalúrgicos” para la eliminación de los riesgos del uso del cianuro sobre la vida de las personas. No obstante, no realizan ningún análisis sobre las implicancias tecnológicas energéticas, ambientales y de salud de los métodos pirometalúrgicos propuestos.

En muchos países del mundo el uso del cianuro ya ha sido prohibido hace varios años.

Entre ellos se encuentran:

- Alemania, desde 2002.
- Australia, en Nueva Gales del Sur, desde 2000.
- Costa Rica, desde 2010.
- Ecuador, en Ciudad Cotacachi, desde 2000.
- Estados Unidos, estado de Montana (2004) y condados de Gunnison (2001), Costilla (2002) y Summit (2004) del estado de Colorado.
- Filipinas, provincia de Mindoro, en 2002.
- República Checa, desde 2000.
- Turquía, desde 1997.

A posteriori de la Declaración de Berlín, la UE luego de un amplio debate y considerando las implicancias ambientales que provocan el mal uso del cianuro, reconoció la falta de metodologías alternativas que lo reemplacen para así evitar el cierre de minas actualmente en operación, y la consecuente pérdida de empleos. Por otra parte, se consideró además que los protocolos establecidos en el Código Internacional del Cianuro, son lo suficientemente rigurosos y específicos permitiendo un adecuado nivel de seguridad para su uso en cualquier etapa durante el procesamiento del mineral.

7.2. ASPECTOS LEGALES EN ARGENTINA

7.2.1. Regulaciones para su manejo y uso

La actividad minera en la Argentina está regulada en primera instancia por la Constitución Nacional y, además, por el Código de Minería redactado y aprobado en 1886, por la ley 1.919 del Congreso Nacional. El Código “*...rige los derechos, obligaciones y procedimientos referentes a la adquisición, explotación y aprovechamiento de las sustancias minerales*” (Iezzi 2011, Ameriso et al. 2015).

Dentro de la Constitución Nacional, en el art. 124 se establece que los recursos naturales son propiedad de la provincia en la que se encuentran. En relación con esto, el art. 75 aclara que existe un solo Código de Minería para todo el país el cual instaura los derechos de fondo que serán acatados y aplicados por las autoridades provinciales, las cuales además, pueden establecer normas formales para el ejercicio de los derechos que allí se establecen (Iezzi 2011, Ameriso et al. 2015). Por otro lado, el art. 8 dentro del código indica que “*los particulares tienen la facultad de buscar minas, aprovecharlas y disponer de ellas como dueños*” ya que el Estado no puede explotarlas (art. 9). Según el Código, las minas son inmuebles (art. 2), su propiedad se obtiene por concesión legal (art. 10) y se debe abonar un canon periódico para conservarlas por los propietarios (art. 169).

En particular, en cuanto a reglamentaciones específicas acerca de la preservación y cuidado del ambiente, se encuentra en primer lugar el art. 41º de la Constitución Nacional, que establece el derecho a un ambiente sano y el compromiso de preservarlo para las generaciones futuras. Se pone en las autoridades la responsabilidad de regular el uso de los recursos minerales de forma racional y en equilibrio con el ambiente, protegiendo el patrimonio natural y cultural estableciendo los presupuestos mínimos de protección.

Por otro lado, está la *Ley de Protección Ambiental para la Actividad Minera*, ley 24.585, que fue sancionada en 1995 y completa al Código Minero. En la misma se establece la protección y conservación del ambiente y patrimonio natural y cultural que pueda ser afectado por la actividad minera (art. 2). Su preservación debe ser un objetivo central durante todas las etapas del ciclo minero, especificando todas las actividades que se realizarán desde las tareas de prospección y exploración hasta la etapa de cierre y la disposición de residuos (Iezzi 2011). Esta ley resalta además la responsabilidad del Estado en tomar las medidas para proteger al ambiente y en caso de que ocurra algún incidente asegurar que el responsable de los daños cumpla con sus responsabilidades. También, en el art. 6º de esta ley se establece la obligación de las empresas de presentar un *Informe de Impacto Ambiental*, donde se indicarán todas las actividades involucradas en las distintas etapas del emprendimiento minero y su potencial

impacto en el ambiente. El mismo deberá ser presentado y aprobado por las autoridades pertinentes antes de la ejecución del proyecto, indicando además ubicación y descripción ambiental del área de influencia y la descripción del proyecto minero (art. 8º y art. 16º) (Iezzi 2011).

Asimismo, es necesario mencionar la *ley 24.051 de Residuos Peligrosos*, sancionada en el año 1991. En la misma se disponen todas las normas a seguir para la manipulación, desecho y transporte de estas sustancias, entre ellas las aguas cianuradas excedentes del proceso de lixiviación, además de detallar la responsabilidad de las empresas ante un accidente, por ejemplo, durante el transporte de las mismas.

A partir de la década de 1990, la actividad minera en el país tuvo un importante impulso gracias a la generación de nuevas leyes que buscaban atraer inversiones extranjeras. Este hecho no solo tuvo lugar en Argentina sino también en varias regiones de América Latina en general (Ameriso et al. 2015). Sumado a esto, el alto potencial minero de la Argentina, el aumento del precio del oro en el mercado internacional permite comprender de forma global el crecimiento local de esta industria (Iezzi 2011).

Las reformas antes mencionadas se centraron principalmente en reducir los impuestos a la actividad minera, liberar el comercio internacional y eliminar los obstáculos a las inversiones extranjeras directas (Ameriso et al. 2015). Las mismas fueron introducidas en el Código Minero por la *ley 24.498 de Actualización Minera*, que establece la superficie máxima del permiso de exploración, el tiempo de validez del mismo y las condiciones para mantener la propiedad minera, entre otras cosas (Iezzi 2011). Además, en el art. 438 otorga la concesión del uso de aguas naturales a las empresas/propietarios para las necesidades asociadas directa e indirectamente con la etapa de exploración (Iezzi 2011). Establece además que el propietario es “*responsable de los prejuicios causados a terceros*” (art. 58).

Entre las reformas mencionadas se destacan también, las leyes de inversiones mineras 20.551/74, 22.095/83 y 24.196/93 que mejoran considerablemente la inversión en el sector minero a través de otorgar la estabilidad tributaria, especialmente para los inversores del exterior como incentivos fiscales a la exploración y explotación minera; el reordenamiento del sector minero con la ley 24.224/93 que modificó el Código de Minería, el Acuerdo Federal Minero y la creación del Consejo Federal de Minería (Iezzi 2011). En particular, el Acuerdo Federal Minero (ley 24.228) incentiva a las provincias a captar inversiones mineras en el exterior como por ejemplo, eliminando las tasas municipales que puedan afectar directamente a la actividad minera y los impuestos en actos jurídicos, y/o tomando las medidas que eviten distorsiones en las tarifas de energía en actividades mineras (Iezzi 2011).

En otras palabras, estas reformas promovieron la seguridad de la tenencia de los yacimientos, el libre acceso a los recursos minerales, la libertad de importación y exportación, la repatriación de ganancias y un régimen fiscal estable (Ameriso et al. 2015).

Por otro lado, en relación con la temática ambiental asociada a la actividad minera, este último punto se incluye dentro de la ley de inversiones mineras 24.196, en el art. 23, que establece la obligación de las empresas de constituir una previsión especial a fin de prevenir o subsanar las modificaciones en el ambiente que la actividad pueda ocasionar; dicho importe estará fijado por la misma empresa (Iezzi 2011, Méndez 2019).

7.2.2. Estado actual del uso de cianuro en nuestro país

La actividad minera relacionada con la extracción de oro en explotaciones a cielo abierto que involucra procesos de tratamiento con uso de cianuro se encuentra actualmente muy sectorizada en nuestro país. Solo en unas pocas provincias hay actualmente desarrollo de minería metalífera (oro y plata) con uso de cianuro en el proceso de lixiviación (ver capítulo V).

De las veintitrés provincias que conforman el Estado Argentino, siete de ellas han sancionado leyes que prohíben la minería metalífera que utilice sustancias peligrosas como el cianuro.

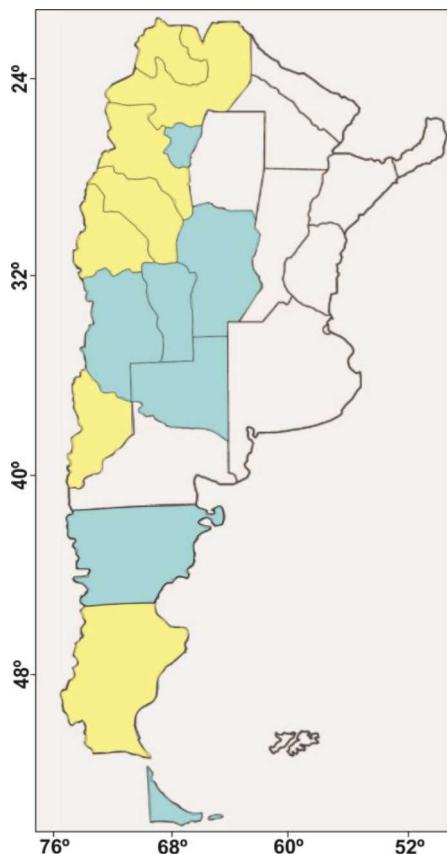


Figura 7.2. Mapa de la República Argentina donde se destaca en amarillo las provincias que actualmente explotan Au con uso de cianuro y en turquesa aquellas provincias donde su uso está prohibido.

A pesar de que la mayoría de los proyectos mineros actualmente activos y que utilizan cianuro en el tratamiento mineral, han certificado a través del CIMC, son varias las provincias que hoy en día están en contra de la actividad minera metalífera, tanto minería subterránea como a cielo abierto, que utilicen sustancias tóxicas en el tratamiento mineral (ej.: cianuro, mercurio y ácido sulfúrico) a través de la creación de leyes que la prohíben.

En general, la sanción de estas leyes restrictivas fue impulsada por distintos conflictos ambientales (Wagner et al. 2019). La primera provincia en generar su propia ley de restricción a la minería metalífera fue Chubut, que a partir del conflicto Esquel sanciona la ley 5.001/2003, que prohíbe la actividad minera metalífera a cielo abierto y la utilización de cianuro en los procesos de producción. Dos años después a raíz de un conflicto ambiental por la instalación de un proyecto minero en la localidad de Ing. Jacobacci, provincia de Río Negro, sancionó la ley 3.981/2005 que prohibía la utilización de cianuro y mercurio en el proceso de extracción, explotación o industrialización de minerales metalíferos; sin embargo, fue anulada en 2011. En el año 2007, la provincia de Mendoza sanciona la ley 7.722 que prohíbe la exploración y explotación de minería metalífera y el uso de determinadas sustancias peligrosas, entre ellas el cianuro. En este mismo año las provincias de La Rioja (ley 8137), Tucumán (ley 7.879) y La Pampa (ley 2.349) crean sus propias leyes de protección ambiental. Las leyes sancionadas en estas tres provincias se centran en prohibir la actividad minera a cielo abierto y el uso de cianuro y mercurio en los procesos de producción minera y, en especial la provincia de La Pampa, prohíbe además el uso de ácido sulfúrico y cualquier otra sustancia contaminante. Sin embargo, en la provincia de La Rioja esta ley fue anulada al año siguiente (Wagner et al. 2019). Para el año 2008 se suma también la provincia de Córdoba con la sanción de la ley 9.526. Actualmente, junto a las provincias de San Luis y Tierra del Fuego, son siete las provincias en el territorio argentino que prohíben la minería metalífera y el uso de sustancias contaminantes en los procesos de lixiviación (Wagner et al. 2019).

A pesar de que casi un 30% de las provincias del país decidió prohibir el uso del cianuro, es necesario aclarar que el correcto uso del mismo permite la generación de nuevos puestos de trabajo, generando un impacto positivo en la economía local. Según el último informe económico emitido por la Secretaría de Minería en el año 2020, la minería metalífera del oro en nuestro país produce altas tasas de ingresos, especialmente en las provincias donde se desarrollan estos emprendimientos. Emitir una ley de prohibición con carácter nacional implicaría el cierre de varios proyectos mineros que hoy están en actividad. Esto no solo generaría una baja en la producción de oro sino también el consecuente desempleo del personal minero.

Aún hoy no se ha encontrado un reemplazo para el cianuro como elemento lixiviante que sea menos tóxico y más estable. Por lo tanto, en contraposición con lo que se cree, la prohibición del cianuro llevaría a usar compuestos más tóxicos y dañinos para el medio ambiente.

Muchos autores están en desacuerdo con la prohibición a nivel provincial de esta sustancia ya que consideran que ello contradice las normas constitucionales a nivel nacional (Castrillo 2010) que establecen que las provincias están obligadas por ley a facilitar/promover la exploración privada y asegurar el acceso a las áreas exploradas (Ameriso et al. 2015).

La generación de leyes provinciales que ponen obstáculos para el desarrollo de la actividad minera metalífera en todas sus etapas y prohíben ciertas técnicas mineras, provocan que se pierdan importantes inversiones económicas en tareas de exploración y prospección que son de bajo impacto ambiental y que generarán información geológica respecto de las riquezas que posee una provincia, fuentes de trabajo y oportunidades de aprendizaje (Saravia Frías 2007, Castrillo 2010). Además, si las actividades de prospección y exploración se realizan en zonas remotas implican también grandes obras de infraestructura como rutas, tendidos de electricidad, centrales generadoras de energía, lo que en otras palabras implicaría una gran inversión en infraestructura por parte de las empresas mineras que pueden beneficiar a las comunidades locales (Castrillo 2010, Ameriso et al. 2015). Solo con estas etapas las provincias se beneficiarían en gran medida sin grandes riesgos. Sin embargo, la sanción de leyes restrictivas para determinado tipo de minería (ej.: a cielo abierto) y para el uso de la cianuración lleva a la pérdida de los beneficios mencionados. Estas prohibiciones desalientan a cualquier empresa a desarrollar las primeras dos etapas del proyecto. Sin embargo, sí es pertinente evaluar las alteraciones que el desarrollo de estas etapas pueda traer en el ecosistema del lugar (Ameriso et al. 2015).

Por otro lado, las reglamentaciones emitidas tanto por el Congreso de la Nación y las normas internacionales que las complementan son altamente rigurosas en cuanto al uso responsable del cianuro. Su cumplimiento implica bajas y hasta casi nulas probabilidades de dañar el ambiente o la salud de los trabajadores y la población cercana. En este sentido, las provincias no son las únicas entidades en el control de los impactos ambientales; las mineras tienen que responder a numerosas exigencias y estándares internacionales en cuanto al impacto ambiental que puedan ocasionar. No solo estarán controladas por las leyes provinciales sino también por normativas de carácter nacional, como el art. 41 de la Constitución Nacional y la aprobación de un Informe de Impacto Ambiental (IIA) antes de iniciar cualquier tipo de actividad minera, y hasta pautas internacionales como el Código del Cianuro. En la mayoría de los casos, los mismos bancos o entidades bancarias que generan

préstamos a estas empresas también suelen exigir medidas ambientales acordes (Castrillo 2010).

A pesar de que todo esto es cierto, las reformas en el Código de Minería para promover inversiones extranjeras han generado una política de estado más permisiva con las empresas internacionales como, por ejemplo, que el monto de fondos mínimos para la remediación ambiental sea establecido por las empresas y no por la autoridad pertinente (art. 23, ley 24.196).

Considerando todos los puntos de vista mencionados, algunos autores concluyen que debido al fuerte impacto socio-ambiental que produce la minería, es necesario buscar nuevos diseños de política fiscal, que promuevan la herramienta tributaria para la protección del ambiente y que hagan cumplir las reglamentaciones existentes, buscando promover un desarrollo sustentable de esta actividad (Ameriso et al. 2015). A su vez, Castrillo (2010) destaca que no es necesario que las provincias emitan una legislación para prohibir determinadas prácticas mineras que están aseguradas por el Código de Minería, y considera que solo es necesario hacer cumplir la ley de protección ambiental vigente que conlleva a la evaluación de los informes de impacto ambiental. Si las actividades asociadas a ese emprendimiento minero generarán un alto impacto ambiental serán prohibidas antes de ser realizadas.

CAPÍTULO VIII. DISCUSIÓN

Desde hace más de un siglo, la industria minera ha utilizado al cianuro, y sus derivados en los procesos de recuperación de metales preciosos. Sin embargo, las opiniones encontradas y la controversia generada en relación con su uso, solo se limitan a su aplicación en minería existiendo pocos cuestionamientos a su utilización en la producción de otro tipo de materiales y bienes de consumo para la sociedad.

Estas controversias son parte de un debate instaurado a nivel mundial con el surgimiento de organizaciones ambientalistas muy activas, hacia fines del siglo pasado, el cual atraviesa distintos sectores sociales, estén o no relacionados con la actividad minera. Muchas veces, el mismo, se plantea independientemente del conocimiento técnico-científico que se tenga sobre el cianuro, las condiciones para un manejo seguro en el uso minero y los controles que las empresas y las autoridades mineras deben asumir para evitar consecuencias sobre la vida humana y el ambiente ante un manejo inadecuado del mismo.

A pesar de que se cree que su origen es completamente antropogénico, el cianuro tiene diversas fuentes naturales, por ejemplo, hojas y semillas de determinadas plantas e incluso microorganismos y bacterias. Por lo tanto, este compuesto suele estar presente en la naturaleza generando en consecuencia que varios organismos hayan desarrollado sistemas de defensa contra el mismo, incluso el ser humano. El cianuro es un complejo simple, que suele degradarse en condiciones ambientales, y es considerado como un sustrato metabólico para muchos organismos.

En particular, el uso del cianuro en minería cumple un rol fundamental a la hora de extraer ciertos minerales como el oro y la plata, así como también para recuperar estos elementos de relaves que han quedado abandonados. Su eficacia en los procesos metalúrgicos lo hace, sin duda, una sustancia muy difícil de reemplazar.

No obstante, dependiendo del estado en el que se encuentre y del tiempo de exposición al mismo puede resultar altamente peligroso. Uno de los mayores riesgos ocurre cuando por alguna circunstancia imprevista se produce una baja en el pH de la solución que lo contiene, lo que genera la formación de ácido cianhídrico que, al ser un gas escapa a la atmósfera y puede ingresar por la vía inhalatoria en las personas que se encuentren en el lugar. Sin embargo, para que el cianuro sea nocivo tiene que superar determinados valores límites de exposición.

Otro riesgo se produce ante el escape de soluciones cianuradas al medio ambiente. En este caso no es el cianuro en sí, ya que el mismo no persiste mucho tiempo en condiciones ambientales, sino la liberación de los elementos metálicos que se encuentran acomplejados con el mismo.

Durante el proceso de lixiviación, asociado al tratamiento metalúrgico de minerales de Au y Ag, se trabaja a un pH básico (pH= 9-11) lo que evita que el cianuro se presente en su forma gaseosa (HCN^-). Según distintos estándares internacionales la concentración límite de exposición durante una jornada laboral de 8 horas es entre 10 y 5 ppm (p. ej., OHSAS, ACGIH), siendo en Argentina el límite máximo de 4,7 ppm. En la minería del oro, los trabajadores se encuentran expuestos a estas sustancias. De todas formas, luego de tantas décadas de utilizar el método de lixiviación con soluciones cianuradas, los protocolos de protección así como los antídotos para aplicar en caso de exposiciones eventuales han mejorado muchísimo, asegurando que a través de un adecuado cumplimiento de las normas de seguridad, es posible mantener la integridad de los trabajadores.

Sin embargo, a pesar de protocolos y auditorias, se han registrado casos de derrame de soluciones cianuradas al ambiente, especialmente producto de filtraciones en diques de colas. En los casos analizados en este trabajo se observa que los medios más afectados son la vida terrestre asociada al ambiente en contacto estrecho con la zona del accidente y la vida acuática. En varios trabajos mencionados se destaca que los organismos acuáticos tienen una mayor sensibilidad a los cambios que puedan generarse en el agua a raíz del derrame de soluciones cianuradas. La gravedad de los daños ocasionados sobre las especies acuáticas está directamente vinculada con la magnitud en los cambios en el pH, temperatura y niveles de oxígeno, así como también de la etapa de desarrollo y condición inicial de los organismos afectados. Por otro lado, es preciso destacar que no se han encontrado evidencias de que el cianuro se acumule en el organismo de los animales afectados ni que existan biomagnificación del cianuro en la cadena trófica. En relación con esto, tampoco se han encontrado evidencias de que el cianuro produzca cáncer en seres humanos o en animales. Además, la EPA ha determinado recientemente que el cianuro no clasifica en cuanto a carcinogenicidad en seres humanos.

En relación con las consecuencias de derrames de cianuro en el ambiente en ninguno de los tres ejemplos de incidentes analizados (Baia Mare, Merriespruit y Veladero) se han reportado afecciones crónicas para la salud humana. En los casos de derrames de soluciones cianuradas las muertes registradas fueron provocadas por otros factores, como el impacto por un alud en el caso de Merriespruit, no siendo posible corroborar una relación directa con la exposición al cianuro, aunque no se descarta esta hipótesis. Las principales afecciones a la salud que han sido documentadas bibliográficamente corresponden a altos niveles de tiocianato en sangre en aquellas personas que se exponen diariamente al cianuro sin una protección de adecuada.

A través de la información brindada en este trabajo se busca poner en discusión que la solución a las problemáticas ambientales asociadas a la actividad minera y específicamente al manejo del cianuro, no sería prohibir esta actividad sino hacer un uso responsable y controlado de todos aquellos materiales potencialmente peligrosos, durante todas las etapas del tratamiento. En este sentido es preciso promover la educación y capacitación constante en el uso del cianuro. No solo dentro de la propia empresa sino también en las comunidades cercanas a la misma. Cuanto mayor sea el diálogo menos incertidumbre tendrán los ciudadanos en cuanto a los potenciales peligros que pueda ocasionar el uso irresponsable de esta sustancia. Si hay una capacitación y un diálogo recurrente que permita evacuar dudas, en conjunto con un correcto cumplimiento de las normativas y regulaciones, el uso del cianuro dejará de ser un tema *taboo*.

La prohibición absoluta del cianuro en los procedimientos de tratamiento mineral, así como también la prohibición de la actividad minera metalífera (a cielo abierto y subterránea), en varias provincias de nuestro país, no sería la solución más acertada ya que esta medida atenta contra el desarrollo de la minería, limitando también la promoción de la investigación y generación de información en estas temáticas y el desarrollo de otras actividades económicas a futuro.

Por otro lado, las reglamentaciones emitidas tanto por el Congreso de la Nación y las normas internacionales que las complementan son altamente rigurosas en cuanto al uso responsable del cianuro. Su estricto cumplimiento implica bajas y hasta casi nulas probabilidades de dañar el ambiente o la salud de los trabajadores y/o de la población cercana. Lo que se debería implementar no son medidas que prohíban su uso (hasta que no se encuentre un reemplazo más seguro), sino promover un sistema de control más estricto por parte de las autoridades pertinentes, que apliquen las sanciones correspondientes en caso de que estas industrias no estén acatando los protocolos establecidos. En este sentido, los debates sociales deberían enfocarse también en el cumplimiento del rol de contralor que le compete al Estado en el cumplimiento de las normativas por parte de las empresas mineras y la aplicación de las sanciones correspondientes cuando las normativas no son cumplidas. Es importante resaltar que estos controles no tienen que hacerse únicamente durante el manejo del cianuro dentro de las empresas, sino también durante el transporte y recepción del mismo, así como durante su preparación y almacenamiento. Por otro lado, proveer a la población de información clara y concisa acerca del manejo y uso del cianuro por parte de las empresas mineras, transmitirá mayor confianza hacia las mismas, estableciendo mejores vías de comunicación entre ambos actores sociales. Entre los ítems a informar es preciso mencionar todas las sustancias tóxicas a utilizar, las medidas y reglamentaciones para el uso adecuado de

cada una y la rutina de monitoreo de las mismas. Para que el procedimiento sea lo más transparente posible las empresas deberán hacer públicos los informes de impacto ambiental y los resultados del monitoreo de aguas y suelos, que deberán realizarse periódicamente. Además es preciso proveer a la comunidad de una explicación clara de que se hace con las aguas cianuradas una vez terminado el proceso metalúrgico, brindando información acerca de sus etapas finales. En la mayoría de los casos el cianuro se utiliza en un circuito cerrado. Una vez finalizado el procedimiento el mismo puede reciclarse o destruirse. En relación con los procesos más comunes utilizados para su destrucción (p. ej., la degradación natural, la oxidación química) es importante que la población también sea informada de su existencia y conocer así cuál de ellas es la que se adopta en cada caso.

Últimamente numerosos trabajos de investigación han probado la eficacia de diversos mecanismos tanto para la destrucción como para el reciclado del cianuro, los cuales ya han comenzado a aplicarse en diversas industrias. En relación con ello, se ha descripto que numerosos organismos son capaces de consumir cianuro como fuente de carbono y nitrógeno, transformándolo en amoníaco y carbonato. Esta técnica que se conoce como biorremediación se ha transformado en una alternativa de bajo costo, efectiva y *eco-friendly*, a los mecanismos convencionales físico-químicos.

La biorremediación no solo serviría para tratar aguas cianuradas luego de ser utilizadas en los procesos de extracción de oro y plata, sino también para remediar áreas y ecosistemas previamente contaminados. Sin embargo, es preciso mencionar que todavía quedan estudios por realizar para encontrar microorganismos con mayor eficiencia en este proceso y que puedan tolerar las condiciones ambientales a las cuales van a ser expuestos. Todos estos estudios tienen un alto costo, motivo por el cual todavía prevalecen las técnicas físico-químicas de destrucción y reciclado. Es importante destacar que la biorremediación, no tiene solo una aplicación en ambientes contaminados con cianuro sino también que el proceso de biodegradación de cianuro que realizan muchos organismos trae aparejado la generación de biogás bajo condiciones anaeróbicas, siendo un beneficio económico adicional. De esta manera, sería recomendable que las empresas mineras que utilizan cianuro puedan continuar profundizando en el estudio de la biorremediación como una técnica para la degradación del cianuro eficiente y de bajo costo.

CAPÍTULO IX. CONCLUSIONES

A través del presente trabajo se debatió sobre el uso del cianuro en la industria minera y sus potenciales impactos en la salud humana y el medio ambiente, ante incidentes de derrames de soluciones con concentraciones de este compuesto.

A través de la investigación bibliográfica realizada, se puede concluir que sus propiedades físico-químicas lo hacen único a la hora de utilizarlo en los tratamientos metalúrgicos de oro y plata, sin haberse encontrado hasta el momento reemplazos al cianuro más eficientes, igual o más económicos y que, ante un incidente no generen daño alguno en el medio o al menos generen daños menores y reparables. Asimismo tampoco se han encontrado reemplazos que no sean tóxicos para el hombre.

Por lo pronto se puede concluir que los peligros asociados a su utilización radican en la forma en la que los responsables de manipularlo y de participar durante su uso lo hacen (desde su transporte hasta su desecho). Se ha comprobado que un correcto uso del mismo no genera daño en el ambiente ni en la salud humana, y que es posible lograr su destrucción o reciclaje al final del proceso. Por ejemplo, en los casos citados en este trabajo, las causas que condujeron al derrame y por lo tanto exposición a soluciones cianuradas, se vinculan a fallas en los controles de ingeniería, asociadas al control y monitoreo de la estabilidad física de las instalaciones de los diques de colas, y al control del funcionamiento y/o mantenimiento de válvulas.

Por otro lado, en caso de incidentes dónde se involucra el derrame de grandes volúmenes de soluciones cianuradas, los trabajos citados muestran que ninguna de las muertes relacionadas a estos hechos pueden ser directamente vinculadas a la intoxicación con cianuro, aunque no se descarta completamente esta posibilidad. En los dos incidentes ocurridos a nivel internacional y uno a nivel nacional que se evaluaron en este trabajo, las pérdidas en vidas humanas fueron asociadas al impacto de aludes o inundaciones. Además, a pesar de su mala reputación no se han encontrado casos documentados de enfermedades crónicas asociadas al envenenamiento con el mismo a partir de incidentes puntuales. En lo que respecta a la salud humana, los incidentes donde hubo muertes documentadas corresponden a exposiciones, en el contexto laboral, ante grandes concentraciones de cianuro en cortos períodos de tiempo.

Sin embargo, sí se puede afirmar que el daño en los ecosistemas suele ser pervasivo y prolongarse a través del tiempo. Según los informes consultados cuando las soluciones cianuradas alcanzan aguas superficiales, la vida acuática absorbe los mayores impactos, generándose una marcada disminución en su población ya que la intoxicación con estas

soluciones afecta directamente al sistema reproductor de estas especies. Sin embargo, sí es importante destacar que muchas veces no es el cianuro el mayor responsable de las catástrofes ambientales sino los elementos metálicos que vienen acomplejados con él, ya que los mismos son liberados al ambiente una vez que el cianuro se evapora. Esto puede ocasionar la inhabilitación del uso de determinadas fuentes hídricas ya sean superficiales o subterráneas.

Debido a la peligrosidad derivada del uso inadecuado de esta sustancia, a nivel internacional surgen las pautas recomendadas en el Código Internacional del Cianuro, que son de aceptación voluntaria por parte de las empresas, que a su vez serán auditadas periódicamente para la verificación de una correcta implementación de las mismas. Su cumplimiento asegura un manejo responsable y seguro para el ambiente y la salud humana

La conclusión sobre la peligrosidad del uso del cianuro en minería no debería asociarse únicamente al compuesto en si mismo, usado siguiendo las condiciones de operación adecuadas para el proceso de cianuración de oro (pH elevado, 0,5-1 g/l de concentración en solución). La peligrosidad debe asociarse con el incumplimiento de normas de seguridad en el manejo del producto como reactivo químico y el manejo adecuado de los sólidos residuales y de las soluciones que se generan en el proceso. Ello implica el tratamiento de líquidos para la destrucción del reactivo de manera natural o mediante distintas tecnologías existentes y el lavado de ripios previo a su disposición en instalaciones seguras. Estas actividades son responsabilidad de la empresa.

No obstante no puede dejar de mencionarse la responsabilidad de control que el Estado debiera tener sobre el cumplimiento de las empresas de todas estas actividades y la necesidad de que el Estado, a través de sus instituciones científico-tecnológicas, informen y formen a la población de manera clara y con fundamentos técnicos-científicos sobre el uso y manejo seguro del cianuro a fin de que la relación empresa-comunidad pueda establecerse con mejores pautas de conocimiento sobre el tema.

CAPÍTULO X. AGRADECIMIENTOS

En primer lugar quisiera agradecerle a Ana por su dedicación y acompañamiento durante toda la confección de este trabajo y a Diego por su gran aporte desde su punto de vista desde las ciencias médicas.

Por otro lado no quiero dejar de agradecer a Liliana por guiarme para elegir una temática de trabajo.

Finalmente, a los jurados Teresita Montenegro y Silvia Fernández por su dedicación al leer mi trabajo.

CAPÍTULO XI. BIBLIOGRAFÍA

- Agency for Toxic Substances and Disease Registry. 2006. Resumen de Salud Pública: Cianuro. Departamento de Salud y Servicios Humanos de los EE.UU., Servicio de Salud Pública: 1-10.
- Akcil, A. y Mudder, T. 2003. Microbial destruction of cyanide wastes in gold mining: Process review. Biotechnology Letters 25: 445-450.
- Albiano, N. 2009. Toxicología Laboral. Criterios para el monitoreo de la salud de los trabajadores expuestos a sustancias químicas peligrosas. Superintendencia de Riesgos del Trabajo, 400p., Buenos Aires.
- Ameriso, C., Benítez, E., Gagliardini, G. y Raffo, A. 2015. Fiscalidad y medio ambiente en Argentina. Impacto de la actividad minera. Instituto de Investigaciones Teóricas y Aplicadas de la Escuela de Contabilidad. 20º Jornadas "Investigaciones en la Facultad" de Ciencias Económicas y Estadística, Actas: 1-17, Rosario.
- Andrussov, L. 1935. The catalytic oxydation of ammonia-methane-mixtures to hydrogen cyanide. Angewandte Chemie, 48: 593-595.
- Anglo Gold Ashanti, Cerro Vanguardia, Procesos. <http://www.cerrovanguardia.com.ar/nuestra-operacion/procesos/>
- Angove, J. 2005. Metallurgical testwork: Gold processing options, physical ore properties and cyanide management. En: Adam, M. D. y Elsevier, B. V. (Eds.), Developments in Mineral Processing. SGS Lakefield Oretest, 15(4): 97-108, Malaga. DOI:10.1016/S0167-4528(05)15004-2.
- Arias Arce, V., Coronado Falcón, R., Puente Santibáñez, L. y Lovera Dávila, D. 2005 Refractariedad de concentrados auríferos. Revista del Instituto de Investigación FIGMMG 8(16): 5-14.
- Askeland, R. A. y Morrison, S. M. 1983. Cyanide production by Pseudomonas fluorescens and Pseudomonas aeruginosa. Applied and Environmental Microbiology Journey 45: 1802-1807.
- Bakatula, E. N., Cukrowska, E. M., Chimuka, L. y Tutu, H. 2012. Characterization of cyanide in a natural stream impacted by gold mining activities in the Witwatersrand Basin, South Africa. Toxicological & Environmental Chemistry 94(1): 7-19. DOI: 10.1080/02772248.2011.638637.
- Barnes, D. E., Wright, P. J., Graham, S. M. y Jones-Watson, E. A. 2000. Techniques for the Determination of Cyanide in a Process Environment: A Review. Geostandards Newsletter 24 (2): 183-195.
- Barrick Gold, página oficial. <https://www.barrick.com/Spanish/presencia/argentina/default.aspx>.
- Baxter, J. y Cummings, S. P. 2006. The current and future applications of microorganism in the bioremediation of cyanide contamination. Antonie van Leeuwenhoek 90 (1): 1-17.
- Bazán, V., Lara, R. y Brandaléz, E. 2018 Caracterización de minerales refractarios de oro. XIV Jornadas Argentinas de Tratamiento de Minerales (JATRAMI), Departamento Ingeniería de Minas, Facultad de Tecnología, Universidad Nacional de Catamarca, Actas CD: 121-131, Catamarca.
- Bligh, G. E. 1994. The master profile for hydraulic fill tailing beaches. Proc. Instn. Civ. Engng 107: 27-40.
- Bligh, G. E. 1997. Destructive mudflows as a consequence of tailing dyke failures. Proc. Instn. Civ. Engng 125: 9-18.

- Blight, G. E. y Fourie, A. B. 2003. A review of catastrophic flow failures of deposits of mine waste and municipal refuse. Workshop On Occurrence And Mechanisms Of Flow In Natural Slopes And Earthfills, Sorrento, Italia.
- Bordo, D. y Bork, P. 2002. The rhodanese/Cdc25 phosphatase superfamily. EMBO reports 3:741-746.
- Brüger, A., Fafilek, G., Restrepo, B. O. J. y Rojas-Mendoza, L. 2018. On the volatilisation and decomposition of cyanide contaminations from gold mining. Science of the Total Environment 627: 1167-1173.
- CAEM (Cámara Argentina de Empresarios Mineros) 2019. Minería argentina, Todas las respuestas, Cianuro. <https://www.caem.com.ar/wp-content/uploads/2019/11/Miner%C3%ADA-Argentina-Todas-las-Respuestas-Cianuro2019.pdf>
- Cardó, R., Segal, S. J., Zubia, M. y Ferpozzi, F. 2003. Metalogenia del Oro de la República Argentina. Servicio Geológico Minero Argentino, Instituto de Geología y Recursos Minerales, Dirección de Recursos Geológico Mineros, Anales XXXVIII, Buenos Aires.
- Castrillo, C. V. 2010. Las leyes provinciales que prohíben ciertas técnicas de extracciones de minerales. La Ley 1089 (2010-A).
- Colombo, A. 2020. La industria minera 2020 y el rol significativo de Argentina. Panorama Minero 486: 14-29.
- Corbett, G. J. y Leach, T. M. 1998. Southwest Pacific Rim gold copper systems: structure, alteration and mineralization. Society of Economic Geologist Special Publications 6: 237p.
- Cordos, E. A., Frentiu, T., Rusu, A. M., Vatca, G. H. 1995. Elemental speciation of Pb, Zn and Cu in sedimented dust and soil using a capacitively coupled atomic emission spectrometer as detector. The Analyst 20 (725).
- Cordos, E., Rautiu, R., Roman, C., Ponta, M., Frentiu, T., Sarkany, A., Fodorpataki, L., Macalik, K., McCormick, C., Weiss, D. 2003. Characterization of the rivers system in the mining and industrial area of Baia Mare, Romania. The European Journal of Mineral Processing and Environmental Protection 3 (3, 1303-0868): 324-335.
- Cyanokit, 2019. Hydroxocobalamin for injection. www.cyanokit.com.
- Davies, M. P. 2002. Tailings impoundment failures are geotechnical engineers listening? Geotechnical News-Vancouver 20(3): 31-36.
- Dubey, S. K. y Holmes, D. S. 1995. Biological cyanide destruction mediated by micro-organisms. World. J. Microbial. Biotech. 11: 257-265.
- Egekeze, J. O. y Oehme, F. W. 2011. Cyanides and Their Toxicity: A Literature Review. Veterinary Quarterly 2(2): 104-114.
- Eisler, R. y Wiemeyer, S. N. 2004. Cyanide hazards to plants and animals from gold mining and related water issues. Rev. Environ. Contam. Toxicol. 183: 21-54.
- Environmental Justice Atlas. <https://ejatlas.org/conflict/mina-gualcamayo-san-juan>
- Endter, F. 1958. Die technische Synthese von Cyanwasserstoff aus Methan und Ammoniak ohne Zusatz von Sauerstoff. Chemie Ingenieur Technik 30(5): 281-376. doi:10.1002/cite.330300506.

- Faust, R. A. 1994. Toxicity summary for cyanide. Oak ridge reservation environmental restoration program. Oak Ridge National Laboratory, Tennessee.
- Fourie, A. B. y Papageorgiou, G. 2001. Defining an appropriate steady state line for Merriespruit gold tailings. *Can Geotech J* 38: 695–706.
- Fourie, A. B., Blight, G. E. y Papageorgiou, G. 2001. Static liquefaction as a possible explanation for the Merriespruit tailings dam failure. *Can Geotech J* 38: 707–719.
- Frentiu, T., Ponta, M., Anghel, S. D., Simon, A. y Cordos, E. A. 2000. Cadmium determination in sedimented dust by atomic emission spectrometry with a new radiofrequency capacitively coupled plasma source. *Analyt. Letters* 33 (2): 323-335.
- Given, B., Dixon, B., Douglas, G., Mihoc, R. y Mudder, T. 1998. Combined aerobic and anaerobic biological treatment of tailings solution at the Nickel Plate Mine. En: Mudder, T.I. y Botz, M. (Eds.), *The Cyanide Monograph*, 2nd edn: 391-421, London.
- Goldcorp Inc. 2014. Cerro Negro. Fichas Técnicas, Yacimientos de minerales, Ficha Nº 59. Gacetilla del Área de Minas, Facultad de Ingeniería Universidad Nacional de Jujuy, 2p, Jujuy.
- Goldcorp Inc. 2015. Informe Proyecto Minero Cerro Negro. <https://www.casarosada.gob.ar/pdf/VC%20-20Proyecto%20Minero%20Cerro%20Negro.pdf>
- Grimwade, M. 1992. The Metallurgy of Gold. *Interdisciplinary Science Reviews* 17(4): 371.
- Guerra Lu, J., Urbina Báez, N. y García Honorio, J. 2007. Procesos SART-AVR-EPOS AVR4. Entrenamiento Operaciones Procesos. Newmont Mining Corporation, Minera Yanacocha SRL, 45p., Cajamarca.
- Hassan, N. A., Sahani, M., Hod, R. y Yahya, N. A. 2015. A study on exposure to cyanide among a community living near a gold mine in Malaysia. *J. Environ. Health* 77(6): 42-8.
- Hedenquist, J. W., Arribas, A. Jr. y Urien-Gonzalez, E. 2000. Exploration for epithermal gold deposits. En: Hagemann, S. G. y Brown, P.E. (Eds.), *Gold in 2000: Society of Economic Geologists. Reviews in Economic Geology*, 13: 245-277.
- Henley, K. J. 1975. Gold-ore mineralogy and its relation to metallurgical treatment. *Minerals Sci. Eng.* 7(4): 289-312.
- Higgs, T. W. 1992. Technical Guide for the Environmental Management of Cyanide in Mining. British Columbia Technical and Research Committee on Reclamation Cyanide Sub-Committee.
- Hudson, C. 2001. Role of international environmental law in the protection of the Danube River Basin: the Baia Mare Cyanide Spill. *Colorado J. Int. Environ. Law Policy* 12: 367–393.
- Iezzi, L. E. 2011. Minería aurífera a cielo abierto en Argentina. El caso del emprendimiento Veladero, provincia de San Juan. Trabajo final de grado, Universidad Nacional de La Plata (inédita), 146p., La Plata.
- Jaszczak, E., Polkowska, Ż., Narkowicz, S. y Namieśnik, J. 2017. Cyanides in the Environment: analysis, problems and challenges. *Environmental Science and Pollution Research* 24(19): 15929-15948.
- Knoblauch, A. M., Farnham, A., Ouoba, J., Zanetti, J., Müller, S., Jean-Richard, V., Utzinger, J., Wehrli B., Brugger, F., Diagbouga, S. y Winkler, M. S. 2020. Potential health effects of cyanide use in artisanal and small-scale gold mining in Burkina Faso. *Journal of Cleaner Production* 252:119689.

- Korte, F., Spiteller, M. y Coulston, F. 2000. The Cyanide Leaching Gold Recovery Process Is a Nonsustainable Technology with Unacceptable Impacts on Ecosystems and Humans: The Disaster in Romania. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 46: 241-245. doi:10.1006/eesa.2000.1938.
- Kossoff, D., Dubbin, W. E., Alfredsson M., Edwards, S. J., Macklin, M. G., Hudson-Edwards, K. A. 2014. Mine tailings dams: Characteristics, failure, environmental impacts, and remediation. *Applied Geochemistry* 51: 229–245.
- Kumar, R., Saha, S., Dhaka, S., Kurade, M. B., Kang, C. U., Baek, S. H., y Jeon, B. H. 2016. Remediation of cyanide-contaminated environments through microbes and plants: a review of current knowledge and future perspectives. *Geosystem Engineering* 20(1): 28-40.
- Kuyucak, N. y Akcil, A. 2013. Cyanide and Removal Options from Effluents in Gold Mining and Metallurgical Processes. *Minerals Engineering*: 13-29.
- Laslo, F. 2006. Lessons learned from the cyanide and heavy metal accidental waterpollution in the Tisa River basin in the year 2000. En: Dura, G. y Simeonova, F. (Eds.), Management of Intentional and Accidental Water Pollution, 43-50.
- León Torres, C. 2019. Bioquímica experimental. Tesis Master, Facultad de Ingeniería Química, Universidad de Trujillo (inédita), 17p., Trujillo.
- Logsdon, M. J., Hagelstein, K. y Mudder, T. I. 2001. El Manejo del Cianuro en la Extracción de Oro. The International Council on Metals and the Environment, Ottawa, 47p., Ontario.
- Logsdon, M. J., Hagestein, K. y Mudder, T. 1999. The Management of Cyanide in Gold Extraction. International Council on Metals and the Environment, 20-27, Ottawa.
- Lottermoser, B. 2010. Mine Wastes, 3rd ed., Springer-Verlag, 243-244, Berlin.
- Lowell, J. D. y Guibert, J. M. 1970. Lateral and vertical alteration-mineralization zoning in porphyry ore deposits. *Economic Geology* 65: 373-408.
- Luque Almagro, V. M. 2005. Metabolismo del cianuro y del cianato en Pseudomonas pseudoalcalígenes CECT5344: aplicaciones biotecnológicas. Analistas Económicos de Andalucía, 230p., Málaga.
- Macklin, M. G., Brewer, P. A., Balteanu, D., Coulthard, T. J., Driga, B., Howard, A. J. y Zaharia, S. 2003. The long term fate and environmental significance of contaminant metals released by the January and March 2000 mining tailings dam failures in Maramures County, upper Tisa Basin, Romania. *Appl. Geochem* 18: 241–257.
- Maksaev, V. 2003. Evolución del conocimiento de los procesos involucrados en la génesis de los pórfidos cupríferos. Traducción de: Hedenquist, J. W. y Richards, J. P. 1998. The influence of Geochemical Techniques on the Development of Genetic Models for Porphyry Copper Deposits. *Reviews in Economic Geology* 10.
- Malpartida, A. R. 2017. Apunte sobre el cianuro (CN) Introducción. Facultad de Ciencias Médicas, Universidad de Buenos Aires (inédito), 7p., Buenos Aires.
- Mamelkina, M. A., Herraiz-Carboné, M., Cotillas, S., Lacasa, E., Sáez, C., Tuunila, R., Sillanpää, M., Häkinen, A. y Rodrigo, M. A. 2020. Treatment of mining wastewater polluted with cyanide by coagulation processes: A mechanistic study. *Separation and Purification Technology* 237: 116345.

- Mathangi, D. C. y Namasivayam, A. 2004. Calcium ions: its role in cyanide neurotoxicity. *Food Chem Toxicol* 42: 359-361.
- McAfee, B. J. y Taylor, A. 1999. A review of the volatile metabolites of fungi found on wood substrates. *Natural toxins* 7: 283-303.
- Méndez, A. 2019. Informes de cadena de valor, Minerales Metalíferos: Oro. Subsecretaría de Programación Microeconómica, Secretaría de Política Económica, Ministerio de Hacienda 4 (42).
- Mineral Council South Africa, 2020. We care and we remember, Merriespruit, 22 February 1994. <https://www.mineralscouncil.org.za/industry-news/we-care-we-remember/324-we-remember-merriespruit>
- Ministerio de Minería, Gobierno de San Juan. 2006. Veladero. http://serviciosmineria.sanjuan.gob.ar/recursos/met_preciosos/veladero.php
- Ministerio de Minería San Juan. 2017. Proyecto Gualcamayo. Principales proyectos mineros metalíferos (producción, construcción, exploración y prospección). Proyecto en producción. <https://contenido.sanjuan.gob.ar/index.php?option=comk2&view=item&id=4479:proyecto-gualcamayo&Itemid=320>
- Mining Press/SI. 2020. Gualcamayo: La exploración es "altamente positiva". La operación de la mina. <http://miningpress.com/nota/327676/gualcamayo-la-exploracion-es-altamente-positiva-la-operacion-de-la-mina>
- Monestel Herrera, H., Astorga Ezpeleta, Y., Arce Mesén, R., Lobo Segura, J. A., Gutiérrez Espeleta, G., Valle Bourrouet, G., Astorga Gättgens, A., Quesada Mateo, C., Sáenz Vega, M., Arias Salguero, M., Boeglin Naumovic, N. y Cortés Ramos, A. 2009. Informe Especial: Minería química a cielo abierto: El caso de las Crucitas. Universidad de Costa Rica, Consejo Universitario, 73p., Costa Rica.
- Montenegro, 2019. San Juan y sus montañas ricas en minerales. Servicio Informativo Gobierno de San Juan. <https://sisanjuan.gob.ar/interes-general/2019-10-16/18075-san-juan-y-sus-montanas-ricas-en-minerales>.
- Mousavi, G., Majidi, F. y Farzadkia, M. 2011. The influence of Operational Parameters on Elimination of Cyanide from Wastewater Using the Electrocoagulation Process. *Desalination*, 280 (1-3): 127-133.
- Mousavi, A. 2018. Analysis of cyanide in mining waters. Thesis, Degree Program of Chemical Engineering Master, Lappeenranta University of Technology, School of Engineering Science, 86 p., Lappeenranta.
- Mudder, T. I., Botz, M. y Smith, A. 2001. Chemistry and Treatment of Cyanidation Wastes. *Mining Journal Books*, 44p., Londres.
- Mudder, T., Fox, F., Whitlock, J., Fero, T., Smith, G., Waterland, R. y Vietl, J. 1998. The homestake wastewater treatment process. Part 2: operation and performance. En: Mudder, T. I., Botz, M. (Eds.), *The Cyanide Monograph*, (2nd Edn.). Mining Journal Books Limited, 368-390, London.
- Murguía, D. 2019. La competitividad del sector minero metalífero argentino en perspectiva: una comparación con Australia y Canadá. *Cuyconomics. Investigaciones en Economía Regional*, 2(3): 50-79.

- Nahrstedt, A. 1988. Cyanogenesis and the role of cyanogenic compounds in insects. Ciba Foundation Symposium 140, Cyanide compounds in biology.
- Newmont, Cerro Negro. <https://www.newmont.com/operations-and-projects/global-presence/south-america/cerro-negro-argentina/default.aspx>.
- Norman, D. K. y Raforth, R. L. 1994. Cyanide Heap Leaching, Washington DC: Washington State Department of Natural Recourses. 3 p.
- Oldecop, L., Zabala, F., Pacheco, R. R. y Libardi, L. G. 2008. Funcionamiento hidráulico, estabilidad y mecanismos de rotura de presas de relaves mineros. V Congreso Argentino de Presas y Aprovechamientos Hidroeléctricos, Actas, Tucumán.
- Osán, J., Török, S., Alfoldy, B. y Falkenberg, G. 2004. Characterization of anthropogenic sediment particles after a transboundary water pollution of river Tisza using synchrotron radiation. Spectrochimica Acta 59 (B): 701–708.
- Páez, G. N. 2012. Génesis del yacimiento de metales preciosos Mina Martha, sector sudoccidental del Macizo del Deseado, provincia de Santa Cruz. Tesis doctoral, Universidad Nacional de La Plata (inédita), 148 p., La Plata.
- Palomino Hidalgo, A. E. y Ramos Ledesma, O. R. 2008. Evaluación en la recuperación del oro y plata a partir de minerales sulfurados en una matriz de cuarzo minera Koricolqui. Tesis de Maestría, Facultad de Ingeniería Geológica, Minera, Metalúrgica y Geográfica, Universidad Nacional Mayor de San Marcos, 140p., Lima.
- Panorama Minero. 2019. La Patagonia, una región con alto potencial minero, pero con diferentes realidades. <https://panorama-minero.com/ediciones-panorama-minero/la-patagonia-una-region-con-alto-potencial-minero-pero-con-diferentes-realidades/>
- Pentzoldm, S., Zagrobelny, M., Bjarnholt, N., Kroymann, J., Vogel, H., Olsen C. E., Møller, B. L. y Bak, S. 2015. Metabolism, excretion and avoidance of cyanogenic glucosides in insects with different feeding specialisations. Insect Biochem Mol Biol. pii: S0965-1748(15)30054-0.
- Pirajno, F. 2009. Hydrothermal processes and mineral systems. Springer, 1240p.
- Piștea, I., Roșu, C., Roba, C. y Ozunu, A. 2015. Assessment of groundwater quality from Baia Mare mining area, Romania. Scientific Papers Series Management, Economic Engineering in Agriculture and Rural Development 15(2): 259-264.
- Poulton, J. E. 1988. Cyanide utilization and degradation by microorganisms. Ciba Foundation Symposium 140: Cyanide compounds in biology.
- Rees, K. L. y Van Deventer, J. S. J. 1999. The role of metal-cyanide species in leaching gold from a copper concentrate. Miner. Eng. 12: 877–892.
- Restrepo Baena, O. J. 2020. Minería informal del oro en Colombia y sus implicancias ambientales. Seminario Carrera de Especialización en Geología Minera, FCEN, Universidad de Buenos Aires.
- Rodríguez, R., Oldecop, L., Linares, R. y Salvadó, V. 2009. Los grandes desastres medioambientales producidos por la actividad minero-metalúrgica a nivel mundial: causas y consecuencias ecológicas y sociales. Revista del Instituto de Investigaciones FIGMMG 12(24): 7-25.

- Ros Moreno, A. 2017. Recopilación sobre la Metalurgia del Oro, 68p., Cartagena.
- Rosado, P. E. 2012. La minería y el cianuro. Área de Minas, Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional de Jujuy, 169p., Jujuy.
- Saravia Frias, C. 2007. La minería: ¿contaminación o progreso? EDSe 11.868(22).
- Scott, J. S. 1993. Status of Gold Mill Waste Effluent Treatment. CANMET.
- Scott, J. S. y Ingles, J. 1987. State of the Art Processes for the Treatment of Gold Mill Effluents. Mining, Mineral and Metallurgical Process Division, Industrial Programs Branch Environment, Ontario, Canada.
- Secretaría de Minería. 2020a. Informe Minería Argentina 2020, 1er Semestre. Ministerio de Desarrollo Productivo, Argentina.
- Secretaría de Minería. 2020b. Informe Producción argentina de principales metales; oro, plata, litio, cobre, cinc y plomo, Segundo Semestre. Ministerio de Desarrollo Productivo, Argentina.
- Segal, S. J. y Zappettini, E. O. 2003. Metalogenia del oro en la Argentina. Instituto de Geología y Recursos Minerales, Servicio Geológico Minero Argentino, 17p., Buenos Aires.
- Seney, C. S., Bridges, C. C., Aljic, S., Moore, M. E., Orr, S. E., Barnes, M. C., Joshee, L., Uchakina, O. N., Bellott, B. J., McKallip, R. J., Drace, K., Veiga, M. M. y Kiefer, A. M. 2020. Reaction of Cyanide with Hg Contaminated Gold Mining Tailings Produces Soluble Mercuric Cyanide Complexes. Chem. Res. Toxicol 33:2834–2844.
- Sentruck, E. 2013. The Treatment of Zinc-cyanide Electroplating Rinse Water Using an Electrocoagulation Process. Water Science and Technology 68(10): 2220-2227.
- SGS, Lixiviación con cianuro, Minería. <https://www.sgsgroup.com.ar/es-es/mining/metallurgy-and-process-design/cyanidation-technologies/cyanide-leaching>
- Shatwell, D., Clifford, J. A., Echavarría, D., Irusta, G. y Lopez, D. 2011. Discoveries of Low Sulfidation Epitermal Au-Ag Veins at Cerro Negro, Deseado Massif, Argentina. Society of Economic Geologists 85: 16-23.
- Shou, Y., Li, N., Li, L., Borowitz, J. L. y Isom, G. E. 2002. NF-B mediated up-regulation of Bcl-X and Bax contributes to cytochrome c release in cyanide-induce apoptosis. J. Neurochem. 81: 842-852.
- Sillitoe, R. 2010. Porphyry Copper Systems. Economic Geology 105: 3-41.
- Simeonova, F. P. y Fishbein, L. 2004. Hydrogen Cyanide and Cyanides. Geneva: World Health Organization, 4-10.
- Smith, A. y Mudder, T. 1991. The Chemistry and Treatment of Cyanidation Wastes. Mining Journal Books Ltd. London.
- Surleva, A., Gradinaru, R. y Drochioiu, G. 2012. Cyanide Poisoning: from Physiology to Forensic Analytical Chemistry. International Journal of Crime Investigation 2: 79-101.
- Tailings. Info, Merriespruit Tailings Dam Failure, Virginia, South Africa. <https://www.tailings.info/casestudies/merriespruit.htm>
- Taylor, J. 2006. Toxicological Profile for Cyanide, New York: US Department of Health and Human Services, Public Health Service, Agency for Toxic Substances and Disease Registry: 146-147.

- U.S. Geological Survey. 2021. Mineral commodity summaries 2021: U.S. Geological Survey, 200 p.
doi.org/10.3133/mcs2021.
- Vargas Serna, C. L. 2017. Degradación enzimática de cianuro por la enzima cianuro dihidratasa de *bacillus pumilus* producida de forma recombinante en células de *e. coli*. Tesis para Maestría en Ciencias Biotecnología Universidad Icesi (inédita), 82p., Cali.
- Vanlerberghe, G. C. y McIntosh, L. 1997. Alternative oxidase: from gene to function. Annu. Rev. Plant. Physiol. Plant Mol. Biol. 48: 703-704.
- Vetter, J. 2000. Plant cyanogenic glycosides. Toxicon 38: 11-36.
- Wagner, L. 2019. Agricultura, cultura del oasis y megaminería en Mendoza: Debates y disputas. Mundo Agrario 20(43). doi.org/10.24215/15155994e106
- White, N. y Hedenquist, J. 1995. Epithermal gold deposits: Styles, characteristics and exploration. SEG Newsletter 23: 9-13.
- Yannopoulos, J. C. 1991. Physical and Chemical Properties of Gold. The Extractive Metallurgy of Gold, Van Nostrand Reinhold 2: 11-23.
- Yáñez-Traslaviña, J. J., García Páez, I. H., Pedraza Rosas, J. E. y Laverde Cataño, D. 2005. Caracterización de los minerales auríferos de la zona minera de San Pedro Frío (Bolívar-Colombia), para la selección de los procesos de extracción. Universidad Nacional de Colombia, DYNA, Revista de la Facultad de Minas 72(145): 23-35.