

(Editores)  
Rodrigo Álvarez García  
Almudena Ordóñez Alonso

RECURSOS MINERALES Y  
MEDIOAMBIENTE: UNA HERENCIA  
QUE GESTIONAR Y UN FUTURO  
QUE CONSTRUIR

LIBRO JUBILAR  
DEL PROFESOR  
JORGE LOREDO



Universidad de Oviedo  
*Universidá d'Uviéu*  
*University of Oviedo*

2020





# UNIVERSIDAD DE OVIEDO

HOMENAJES



Rodrigo Álvarez García  
Almudena Ordóñez Alonso  
(editores)

*Recursos minerales y  
medioambiente: una herencia  
que gestionar y un futuro  
que construir*

LIBRO JUBILAR  
DEL PROFESOR  
JORGE LOREDO



Universidad de Oviedo  
*Universidá d'Uviéu*  
*University of Oviedo*

2020



Reconocimiento-No Comercial-Sin Obra Derivada (by-nc-nd): No se permite un uso comercial de la obra original ni la generación de obras derivadas.



Usted es libre de copiar, distribuir y comunicar públicamente la obra, bajo las condiciones siguientes:



Reconocimiento – Debe reconocer los créditos de la obra de la manera especificada por el licenciador:

Álvarez García, Rodrigo; Ordoñez Alonso, Almudena (editores). (2020). *Recursos minerales y medioambiente: una herencia que gestionar y un futuro que construir. Libro jubilar del profesor Jorge Loredo*. Universidad de Oviedo.

La autoría de cualquier artículo o texto utilizado del libro deberá ser reconocida complementariamente.



No comercial – No puede utilizar esta obra para fines comerciales.



Sin obras derivadas – No se puede alterar, transformar o generar una obra derivada a partir de esta obra.

© 2020 Universidad de Oviedo

© Los autores

Algunos derechos reservados. Esta obra ha sido editada bajo una licencia Reconocimiento-No comercial-Sin Obra Derivada 4.0 Internacional de Creative Commons.

Se requiere autorización expresa de los titulares de los derechos para cualquier uso no expresamente previsto en dicha licencia. La ausencia de dicha autorización puede ser constitutiva de delito y está sujeta a responsabilidad.

Consulte las condiciones de la licencia en: <https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/legalcode.es>



Esta Editorial es miembro de la UNE, lo que garantiza la difusión y comercialización de sus publicaciones a nivel nacional e internacional

Servicio de Publicaciones de la Universidad de Oviedo

Edificio de Servicios - Campus de Humanidades

33011 Oviedo - Asturias

985 10 95 03 / 985 10 59 56

[servipub@uniovi.es](mailto:servipub@uniovi.es)

[www.publicaciones.uniovi.es](http://www.publicaciones.uniovi.es)

ISBN: 978-84-17445-95-9

DL AS 1451-2020



Jorge Loredo Pérez





## Índice

PRÓLOGO .....	13
<i>Santiago García Granda, Rector de la Universidad de Oviedo</i>	

### SEMBLANZA PERSONAL

Bosquejo a vuelapluma de Jorge Loredo Pérez, alumno, colega, colaborador y, sobre todo, amigo entrañable .....	17
<i>J. García-Iglesias.</i>	
Jorge Loredo: un compañero de viaje y un maestro de vida.....	21
<i>N. Roqueñí.</i>	
Casi un cuarto de siglo trabajando con Jorge: una experiencia de vida.	25
<i>A. Ordóñez.</i>	
Jorge Loredo: un gran hombre, un gran científico, un gran maestro y, ante todo, una gran persona.....	29
<i>M. I. Rucandío.</i>	

### ARTÍCULOS CIENTÍFICO-TÉCNICOS

¿Se está gestando una nueva crisis del petróleo?.....	33
<i>I. Álvarez.</i>	
Mineralogía, textura y geoquímica de depósitos minerales y residuos mineros: una herramienta de interés en estudios de contaminación de suelos.....	45
<i>R. Álvarez, J. Álvarez-Quintana y A. Ordóñez</i>	
Drenaje ácido de minas en la Faja Pirítica Ibérica: Geoquímica, tratamiento pasivo y sus residuos en una economía circular .....	59
<i>C. Ayora, S. Orden, F. Macías y J. M. Nieto</i>	

Mineralogía magnética aplicada al estudio de los yacimientos; repaso sobre el magnetismo de los minerales y ejemplos de aplicación: el metasomatismo ferrífero de la dolomía encajante de las mineralizaciones Zn-Pb-Ba de La Florida e historia de los «gossans» de la Faja Pirítica Ibérica.....	71
<i>L. Barbanson y M. Essalbi</i>	
Nuevo método de cálculo de recursos y reservas minerales para cuerpos minerales de forma tabular – Aplicación al proyecto Carlés .....	83
<i>C. Castañón, A. Martín-Izard, I. Diego y D. Arias</i>	
Determinación de niveles de fondo y referencia de elementos traza en suelos: un enfoque metodológico avanzado .....	93
<i>E. Chacón, A. Callaba, P. Fernández-Canteli, F. Barrio-Parra, M. Izquierdo-Díaz y E. de Miguel</i>	
Historia de las aguas minerales y termales .....	105
<i>M. M. Corral, M. E. Galindo, J. Á. Díaz, C. Ontiveros y J. M. Fernández.</i>	
Mobility of Thallium and other trace elements in mine drainage waters from two carbonate-hosted Lead-Zinc ore deposits in the northeastern Italian Alps .....	115
<i>S. Covelli, E. Pavoni, N. Barago, F. Floreani, E. Petranich, M. Crosera, G. Adami &amp; D. Lenaz</i>	
Comentarios heterodoxos sobre el cambio climático .....	129
<i>J. R. Fernández</i>	
The INCHaPA project: methodology for the study of historic quarries associated with the architectural heritage.....	141
<i>J. Fernández, E. Álvarez, J. M. Baltuille &amp; J. Martínez</i>	
Metodologías de fraccionamiento secuencial como herramienta útil para la evaluación de la movilidad de mercurio y arsénico y su impacto en la cuenca minera de Asturias .....	153
<i>R. Fernández-Martínez, A. Ordóñez, R. Álvarez e I. Rucandio</i>	
Recursos geotérmicos en Asturias .....	167
<i>C. García de la Noceda</i>	
Análisis de la presencia de mercurio en diferentes compartimentos ambientales del estuario del río Nalón como consecuencia de la minería..	179
<i>E. García-Ordiales, N. Roqueñí, P. Cienfuegos, S. Covelli y L. Sanz-Prada</i>	
Contribución al conocimiento de la geología económica en la cuenca del río Esva.....	193
<i>S. González-Nistal, R. Álvarez y F. Ruíz</i>	

Escombreras asociadas a minería de sulfuros: pasivo ambiental y potencial activo económico desde una perspectiva de minería circular .....	205
<i>J. A. Grande, J. M. Dávila, J. C. Fortes, M. Santisteban, A. M. Sarmiento, F. Córdoba, M. Leiva, M. L. de la Torre, A. Jiménez, J. Díaz-Curiel, B. Biosca, A. T. Luís, N. Durães, E. A. Ferreira da Silva, M. J. Rivera, J. Aroba, B. Carro, J. Borrego y J. A. Morales.</i>	
Mercurio en Almadén – datos recientes (2000-2020) sobre su presencia en el medioambiente y sus implicaciones.....	219
<i>P. L. Higuera, J. M. Esbrí, E. García-Ordiales y J. D. Peco</i>	
Evaluación medioambiental temprana de riesgos a la salud, a la seguridad y al propio medioambiente por proyectos geo-energéticos .....	245
<i>A. Hurtado y S. Eguilior</i>	
European dimension of the social license to operate in mining.....	257
<i>K. Komnitsas</i>	
El cambio climático, las tecnologías limpias y la minería .....	265
<i>J. F. Llamas</i>	
Las aguas subterráneas y los acuíferos: su carácter estratégico en escasez y periodos de sequía.....	277
<i>J. Antonio López-Geta</i>	
Comportamiento del agua de mina en instalaciones geotérmicas: Análisis de un caso particular .....	297
<i>C. Loredó</i>	
Una tecnología para reducir las emisiones: el almacenamiento geológico de CO <sub>2</sub> .....	309
<i>R. Martínez Orío y P. Fernández-Canteli</i>	
Perspectivas sobre reducción de emisiones de mercurio originadas en la producción de energía .....	321
<i>M. R. Martínez Tarazona, M. A. López Antón y R. García</i>	
Almacenamiento de energía térmica y eléctrica en minas subterráneas cerradas: situación actual y balances de energía .....	333
<i>J. Menéndez</i>	
Contribución del yacimiento de Carlés a la mineralogía española .....	345
<i>M. Mesa</i>	
La descarbonización de las industrias minerales en el Principado de Asturias .....	357
<i>A. Olay</i>	

Notas sobre liderazgo .....	367
<i>J. C. Rodríguez-Ovejero</i>	
Viabilidad económica ambiental para la recuperación o reducción del consumo de agua de plantas de procesamiento de oro .....	377
<i>J. Soto, J. Melendez y P. Cienfuegos</i>	
La explotación minera del karst fósil en la sierra del Aramo: del Calcolítico al siglo xx .....	391
<i>M. Suárez</i>	

# ESCOMBRERAS ASOCIADAS A MINERÍA DE SULFUROS: PASIVO AMBIENTAL Y POTENCIAL ACTIVO ECONÓMICO DESDE UNA PERSPECTIVA DE MINERÍA CIRCULAR

*J. A. Grande,<sup>1</sup> J. M. Dávila, J. C. Fortes,<sup>1</sup> M. Santisteban,<sup>1</sup>  
A. M. Sarmiento,<sup>1</sup> F. Córdoba,<sup>2</sup> M. Leiva,<sup>2</sup> M. L. de la Torre,<sup>1</sup>  
A. Jiménez,<sup>5</sup> J. Díaz-Curiel,<sup>4</sup> B. Biosca,<sup>4</sup> A. T. Luís,<sup>3</sup> N. Durães,<sup>3</sup>  
E. A. Ferreira da Silva,<sup>3</sup> M. J. Rivera,<sup>1</sup> J. Aroba,<sup>1</sup> B. Carro,<sup>2</sup> J. Borrego<sup>2</sup>  
y J. A. Morales<sup>2</sup>*

<sup>1</sup> Escuela Técnica Superior de Ingeniería. Universidad de Huelva. España

<sup>2</sup> Facultad de Ciencias Experimentales. Universidad de Huelva. España.

<sup>3</sup> GeoBioTec Research Unit, Department of Geosciences. Aveiro, Portugal.

<sup>4</sup> Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Minas y Energía. UPM. Madrid

<sup>5</sup> Cobre Las Cruces. Sevilla. España

## RESUMEN

El aprovechamiento de residuos mineros no es una práctica novedosa: desde tiempo inmemorial se vienen utilizando partes de escombreras para diferentes usos, generalmente asociados a obras menores y con escaso rendimiento económico. Numerosas edificaciones, carreteras y vías férreas las han empleado históricamente como materiales base para su construcción.

En el caso de las escombreras asociadas a minería de sulfuros, esta práctica presenta como inconveniente la alta capacidad de oxidación de los estos, lo que provoca el deterioro inmediato del medio al aparecer los sulfatos como respuesta a la oxidación de sulfuros, tornándose además altamente incompetentes desde el punto de vista mecánico. Al mismo tiempo, como algo positivo y de oportunidad estratégica, el precio actual del cobre alcanza valores que superan los 5500 \$/t, lo que abre posibilidades de aprovechamiento de estas escombreras transformado un pasivo ambiental en activo económico.

La «Minería Circular» no es más que una derivada del concepto de economía circular considerada como una estrategia que tiene por objetivo reducir tanto la entrada de los materiales como la producción de desechos, cerrando los flujos económicos y ecológicos de los recursos.



capaz de gestionar con fondos públicos. El tratamiento y rehabilitación de estas áreas degradadas es una tarea de evidente interés socio-ambiental, pero el coste económico en las áreas mineras ya degradadas históricamente es muy alto: basta con observar las aguas de cauces como el Tinto, el Odiel y otros muchos para formular esta aseveración (Grande, 2015).

Este escenario nos lleva a plantear como primera disyuntiva si es o no viable la reconversión del sistema, o dicho de otra forma, si el binomio minería-ambiente es reconciliable dentro del marco normativo ambiental en vigor. La respuesta está en la propia concepción actual de la viabilidad de cualquier proyecto, que en minería habrá de cumplir tres premisas fundamentales: deberá ser técnicamente viable, económicamente rentable y ambientalmente sostenible (Grande *et al.*, 2018).

En este contexto, las escombreras como principal foco generador de contaminación minera, podemos observarlas también como una potencial fuente de recursos recuperables. En efecto, la mayor parte de los residuos mineros depositados en los cinco continentes antes de la entrada en vigor de normativas reguladoras de estos vertidos, siguen emitiendo a la red fluvial lixiviados altamente contaminantes pero que, al mismo tiempo, transportan en disolución concentraciones de metales, o mejor «sustancias», muy elevadas que sugieren posibilidades de intervención para recuperar esos elementos de interés económico mejorando así la calidad de las aguas y recuperando para su reintroducción en el ciclo productivo todo lo rentable. El cobre disuelto en las aguas de mina es evaluado en este trabajo como potencial elemento a recuperar desde una perspectiva de Minería Circular.

### 1.1. Escombreras y drenaje ácido de mina

La extracción de minerales que contienen sulfuros, ya sean como mena o como simple elemento accesorio o impureza, conlleva un tipo de contaminación hidrogeoquímica denominada *Drenaje Ácido de Mina* o *AMD* (*Acid Mine Drainage*). Esta contaminación modifica las características químicas de las aguas del entorno, llegando a tornarlas inservibles para su uso e incluso para el sostenimiento de la vida en su hábitat. Numerosos autores han trabajado en esta línea tanto en minería de sulfuros como en carbón (Kleinmann *et al.*, 1981, Nordstrom y Alpers, 1999, Leblanc *et al.*, 2000, Elbaz-Poulichet *et al.*, 2001, Loredó *et al.*, 2002, Lottermoser *et al.*, 2003, López Pamo *et al.*, 2009, Ordóñez, *et al.*, 2013, Luís *et al.*, 2018, 2019)

Este proceso hidrogeoquímico, se origina cuando un mineral sulfuroso se encuentra en presencia de oxígeno y humedad atmosférica, condiciones diferentes a su ambiente de formación y estabilidad. Esencialmente esta exposición se debe a la extracción, tratamiento y acopio de material sulfuroso durante las labores mineras. En ese momento, se produce en la superficie del mineral un complejo mecanismo que comienza con la oxidación de sulfuros, liberándose metales pesados (Fe, Cu, Zn...) y generando sulfatos e hidrogeniones lo que provoca un violento descenso del pH, llegando a alcanzarse valores extremadamente bajos de este parámetro: incluso se han citado recientemente valores de pH negativos en medios AMD (Sarmiento *et al.*, 2018).

También es posible encontrar sulfuros en exposición de un modo natural, debido a diferentes procesos geológicos como erosión, fracturación, plega-



miento o meteorización, incluso retracción glaciaria y exposición reciente de las monteras de los yacimientos. En este caso, se podría hablar del mismo proceso geoquímico pero de índole natural, no inducida por el hombre, pasando a denominarse *Drenaje Ácido de Roca* o *ARD* (*Acid Rock Drainage*). La menor ocurrencia de este fenómeno natural y la mínima cuantía en que lo hace en relación a los procesos inducidos antrópicamente, hace que este término quede en un segundo plano, hablándose generalmente de AMD. Una comparación a nivel global de las diferentes magnitudes de ambos procesos quedan descritos en el trabajo de Grande *et al.* (2019).

Desde un punto de vista químico, hay varias reacciones que representan la alteración de los sulfuros, responsables de la génesis de AMD (Sasaki *et al.*, 1998) y una precisa definición de los procesos que gobiernan quedan recogidos y ampliamente descritas en Younger *et al.* (2002).

Cuando un mineral sulfuroso entra en contacto con el oxígeno y la humedad atmosférica, en la superficie del mineral comienza un complejo mecanismo que se inicia con la oxidación de los sulfuros, muy insolubles, transformándolos en sulfatos con producción de ácido. La cinética de esta oxidación por oxígeno es muy lenta, pudiendo aumentar su velocidad hasta cien veces por la presencia de ion férrico (Paktunc, 1999) y por la actuación de bacterias catalizadoras (Nicholson, 1994). Junto a la oxidación de la pirita, finalmente se producen reacciones secundarias entre los productos de las reacciones anteriores y los restantes minerales presentes en la roca (Förstner y Wittmann, 1983), siendo el resultado final un conjunto de contaminantes solubles depositados sobre el mineral, que posteriormente son disueltos y arrastrados por el agua de lluvia o de escorrentía, produciéndose un caudal líquido contaminante que lleva su acidez, sus sulfatos y metales pesados hasta los cursos de agua.

El AMD es el principal problema al que tienen que enfrentarse las explotaciones mineras, no solo por sus efectos ecológicos, sino porque una vez aparecido es virtualmente imposible dar marcha atrás, ya que con la tecnología actual, cuesta millones de dólares su tratamiento y puede continuar a lo largo de muchos siglos (EMCBC, 1996). Los costes de restauración de los daños producidos se estiman entre dos y cinco billones de dólares para Canadá (Feasby *et al.*, 1997), siendo esta última cantidad lo estimado para la remediación de solo el estado de Pennsylvania (Commonwealth of Pennsylvania, 1994); los costes mundiales se estiman que son superiores a los diez billones de dólares (Weatherell *et al.*, 1997), aunque para esta fecha en EE. UU., la minería gasta cada día más de un millón de dólares en el tratamiento de estos efluentes ácidos, debido a que según datos del US Bureau of Mines, la pasada actividad minera había ya afectado a más de 20000 kilómetros de cursos de agua en este país.

Una escombrera es asimilable a un sistema contaminador compuesto por dos subsistemas: el subsistema generador, encargado de producir contaminantes lixiviables y el subsistema transportador, que conduce estos contaminantes hasta el exterior de la escombrera (Sainz *et al.*, 2000, Santisteban *et al.*, 2019, Sarmiento *et al.*, 2018, Grande, 2016). Mediante el primer subsistema, los materiales piríticos que acompañan a las rocas de estériles, muy insolubles, se transforman en sulfatos, con producción de acidez. El proceso se inicia mediante la oxidación directa de la pirita y posteriormente se propaga por

oxidación indirecta, mediante el ión férrico. Los procesos de oxidación química pueden ser biológicamente «catalizados» por algunas bacterias (Nicholson, 1994). Junto a las reacciones en torno a la pirita, pueden aparecer otras muchas reacciones asociadas, producidas por la presencia de los restantes metales que, en forma de sulfuro, acompañan a la pirita. Como resultado de estas reacciones, numerosos elementos contaminantes, en forma soluble, son almacenados sobre las superficies piríticas. El funcionamiento de este proceso está afectado por numerosos factores como tipo, abundancia y distribución de sulfuros y mineral con capacidad neutralizadora, concentración de oxígeno, humedad, temperatura, área de superficie expuesta de pirita, bacterias, etc. (Paktunc, 1999, Sáinz *et al.*, 2000). Incluso en una misma escombrera pueden existir variaciones espaciales, al diferenciarse hasta tres regiones: una zona insaturada exterior, una insaturada interior y una zona inferior saturada. Las características muy diferentes de oxígeno, humedad, temperatura, etc., de estas zonas hacen que los tipos y parámetros de las reacciones producidas sean diferentes.

El sistema transportador es función de las características estructurales de la escombrera e independiente de su potencialidad contaminante. Conceptualmente, el flujo de agua en el interior de la escombrera puede en general explicarse mediante un modelo de doble porosidad (dual porosity model), que considera dos zonas dentro de la escombrera, el bloque poroso y las fracturas o canales, con características hidráulicas muy diferentes; el primero tiene una alta porosidad primaria y una baja conductividad hidráulica, mientras que el segundo posee una alta conductividad hidráulica y una baja capacidad de almacenamiento (Hawkins, 1998; Singhal y Gupta, 1999).

Este modelo general varía de unas escombreras a otras debido a la multiplicidad de factores que influyen en sus características hidráulicas: morfometría de los poros y su interconexión, volumen de la escombrera, homogeneidad y litología de los componentes sólidos, grado de compactación, método de explotación minera, topografía, edad, etc. (Hawkins, 1998, Paktunc, 1999). Incluso para una misma escombrera, las características del flujo, del transporte de solutos y de la calidad del agua producida es diferente en el sistema poroso que en el preferencial o de fisuras, siendo las interconexiones entre ambos sistemas extremadamente complicadas y temporalmente variables. (Evangelou, 1998; Singhal y Gupta, 1999). Por todo esto, parece lógico pensar que las características de los lixiviados de las escombreras dependerán de la precipitación recibida, de las características del sistema generador y transportador de la escombrera, así como de la interacción entre ambos subsistemas; sin embargo existe una gran escasez de estudios «de campo» acerca de la magnitud, duración y evolución temporal de la respuesta de la escombrera frente a episodios lluviosos. Los resultados obtenidos mediante la aplicación de test cinéticos son válidos como acercamiento al fenómeno, pero las secuencias temporales no son extrapolables a las condiciones naturales de campo, (Price y Errington, 1998). Por ello se requiere que los progresos continúen especialmente en la calidad y cantidad de agua, bajo variables estacionales y meteorológicas (Sainz *et al.*, 2002; Grande, 2016).

## **1.2. Las escombreras como foco productor de contaminación y potencial fuente de recuperación de metales**

El objetivo de este trabajo se concreta en la determinación de las cargas transportadas desde las escombreras hasta la red fluvial como respuesta al proceso AMD en la Faja Pirítica Ibérica (Figura 1); en este escenario emblemático de afección, tras una dilatada historia minera que ha provocado la presencia de un total de 88 minas de sulfuros polimetálicos solo en la parte española, la mayor parte de ellas ya cerradas y sin restaurar. Nos centramos para ello en el cobre disuelto por el alto valor que este metal alcanza hoy en el mercado (Grande, 2016). Existen diferentes trabajos sobre el funcionamiento de escombreras en medios AMD como medio generador de aportes contaminantes, (Loredo *et al.*, 2002, Sainz *et al.*, 2002, Santisteban *et al.*, 2019).

## **1.3. El medio generador: la faja pirítica ibérica**

La grave contaminación por AMD que sufren los ríos Tinto y Odiel es debida a que sus cuencas están atravesadas por la Faja Pirítica Ibérica. Esta formación geológica, de dirección aproximada este-oeste, con una longitud de 230 Km y una anchura media de 50 Km, constituye uno de los mayores depósitos mundiales de sulfuros (Leistel *et al.*, 1998). Se cifran las reservas por encima de 1500 Mt, distribuidas en ocho depósitos supergigantes (>100 Mt) y un número indeterminado de otros depósitos más pequeños, comúnmente asociados a mineralizaciones tipo *stocworck* y *footwall alteration halo*s. Los cuerpos de sulfuros masivos contienen pirita, a la que se asocian esfalerita, galena y calcopirita y otras muchas fases menores.

Su riqueza metalogénica ha motivado que fuese explotada desde hace 5000 años (Davis *et al.*, 2000). A consecuencia de la prolongada e intensa actividad minera, en las cuencas de los ríos Tinto y Odiel han quedado más de 80 minas de sulfuros abandonadas, y más de 200 millones de m<sup>3</sup> de residuos dispersos en escombreras, cortas y balsas mineras sin restaurar en su mayor parte, con medidas correctoras insuficientes. Las escorrentías de estos focos constituyen una perpetua maquinaria de contaminación que conducen hasta el Tinto y el Odiel, acidez, sulfatos y metales pesados. Calificados como *ríos vertederos* (Pinedo Vara, 1963), su altísima contaminación motivó que en 1987, el Ministerio responsable del Medioambiente en España llegase a clasificar al Tinto y al Odiel como *ríos industriales*, permitiendo arrojar a sus cauces vertidos de cualquier naturaleza (MOPU, 1987).

## **1.4. La red fluvial afectada**

Las explotaciones mineras presentes a lo largo de la Faja Pirítica Ibérica se han agrupado en este trabajo, para su mejor definición y comprensión del alcance de las implicaciones ambientales asociadas a procesos los AMD, en función de la cuenca vertiente en la que cada mina descarga sus efluentes ácidos. Así, hemos considerado cuatro cuencas principales correspondientes a los ríos Chanza, Odiel, Tinto y Guadamar (figura 2), en lugar de tres como viene siendo habitual en otros trabajos de síntesis hidroquímica sobre la red fluvial afectada por la presencia de la Faja Pirítica (Nieto *et al.*, 2007; Olías *et*

*al.*, 2006), y dentro de cada una de ellas hemos procedido a la división en subcuencas hidrográficas.

Las diferencias entre cuencas, aunque notables, presentan como denominador común paragénesis minerales semejantes y climatología similar, además de la ausencia en todas ellas de macizos carbonatados que pudieran provocar efecto tampón tras el paso de los cauces por las áreas mineras. Odiel y Chanza nacen en medios carbonatados, pero para ambas cuencas los aportes contaminantes se incorporan «aguas abajo» de las calizas y mármoles, lo que impide la neutralización de las mismas.

Diferencias notables, dentro de una misma cuenca, sí que encontramos al comparar aguas en medio generador, cerca de las áreas mineras respecto al medio receptor (Ría de Huelva o embalses). A medida que el río descende se producen numerosos fenómenos de hidrólisis, precipitación, disolución, redisolución de precipitados, etc., además de la incorporación de aguas limpias que elevan el valor del pH. Basándose en ello, para este trabajo serán utilizados datos de un punto altamente representativo del río Tinto como es el área de Naya, al final de las últimas escombreras del complejo minero Riotinto que fue monitorizado diariamente a lo largo de todo un año hidrológico (de la Torre *et al.*, 2013).

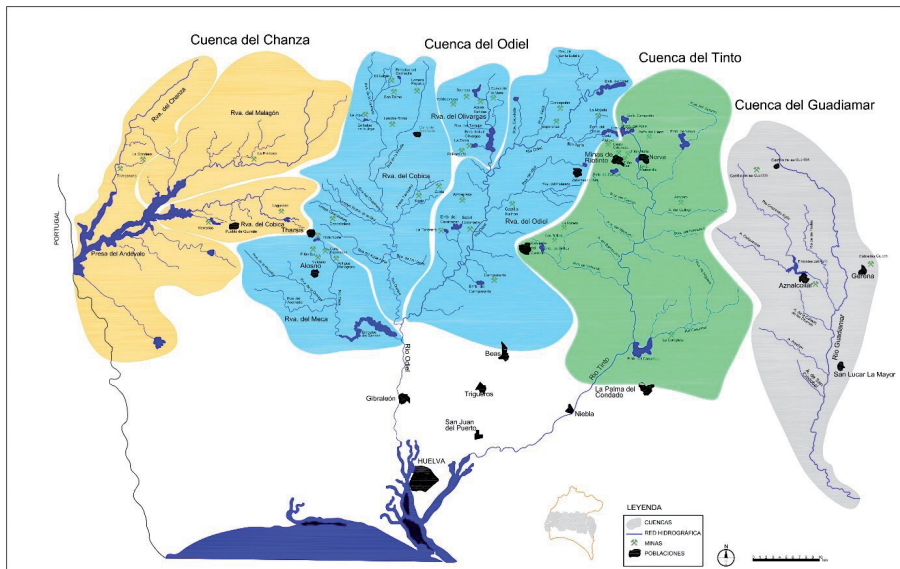


Fig. 2. La red fluvial afectada. (Modificado de Grande, 2016)

## 2. MATERIALES Y MÉTODOS

Para la determinación de las cargas anuales de cobre transportadas desde las escombreras hasta la red fluvial como respuesta al proceso AMD en la Faja Pirítica Ibérica, partimos de la base de que son las escombreras las prin-

cipales responsables de la contaminación fluvial por AMD en la zona de estudio debido al carácter endorreico de las cortas, y al hecho de que las surgencias procedentes de antiguas minas subterráneas han sido ya selladas. Por otro lado, las cortas fueron diseñadas ya desde antiguo de forma que no almacenaran aguas en el fondo de obra, no por fines de preservación ambiental sino puramente económicas para tener que bombear lo menos posible. Para ello, y desde época romana, se construían canales perimetrales al objeto de impedir la entrada de las escorrentías superficiales. Con ello, nos atrevemos a afirmar que la práctica totalidad de la carga contaminante en la FPI procede de las escombreras (Grande, 2016).

El planteamiento del cálculo es simple: conocida la lluvia media anual en la región, conocida la superficie total de escombreras y conocida la concentración de cobre a la salida de estas, podemos fácilmente determinar con bastante aproximación las cargas de cobre bajo las siguientes premisas de restricción:

-Entendemos que las escombreras son las generadoras casi exclusivas de AMD al ser las cortas endorreicas y estar selladas las antiguas surgencias de galerías y pozos y al estar perfectamente impermeabilizadas las balsas de residuos por imperativo legal. La tabla 1 (Grande *et al.*, 2014) muestra los valores de referencia para las superficies generadoras de afección.

-Aceptamos como lluvia media anual para toda la FPI la que nos ofrecen los datos del Instituto Meteorológico Nacional, asumiendo pequeñas variaciones de una estación a otra. El valor de referencia es 650 mm, (Grande, 2016).

-Aceptamos como valor de concentración de cobre representativo de la totalidad (Tabla 2) el correspondiente a la cabecera del río Tinto tras las últimas escombreras y determinado mediante muestras diarias a lo largo de todo un año hidrológico (de la Torre *et al.*, 2013, Grande *et al.*, 2010).

-Entendemos que los valores de ETP en la escombrera son nulos al comportarse estas como acuíferos de origen antrópico y gran transmisividad (Sainz *et al.*, 2002).

-Asumimos como coeficiente de infiltración cero, ya que todos los cauces contaminados tras el paso por las áreas mineras discurren por terrenos altamente impermeables.

*Tabla 1. Áreas afectadas por la actividad minera en la FPI (Modificada de Grande et al., 2014)*

Cuenca	Cortas (ha)	Escombreras (ha)	Presas de residuos (ha)	Instalaciones (ha)	Subtotal (ha)
Chanza	15,39	96,53	5,35	4,14	121,41
Odiel	258,39	1299,33	600,7	144,05	2302,47
Tinto	197,22	822,62	14,74	44,28	1078,86
Guadamar	235,88	822,73	198,7	86,67	1343,98
Total	706,88	3041,21	819,49	279,14	4846,72

Tabla 2. Parámetros físico-químicos en la cabecera del río Tinto.  
(de la Torre et al., 2011)

		Media	Mediana	Desv. estándar	Varianza	Mín.	Máx.	Cuartil inferior	Cuartil superior
pH		2,5	2,5	0,13	0,018	1,82	2,7	2,5	2,6
CE	mS/cm	12,76	12,78	1,91	3,62	2, 3	17,95	12,1	13,75
Eh	mV	433,01	432,5	12,53	157,10	405	468	424,5	440
As	mg/L	0,64	0,78	280,5	78686,9	0,23	1,54	0,51	0,90
Cd	mg/L	2	2,22	463,13	214489	1,02	2,86	1,74	2,35
Cu	mg/L	329,5	335,2	105,87	11209,4	84,42	643,3	274,01	401,75
Fe	mg/L	2352,77	2540,5	487,13	237297	1129	3100	2049	2821
Zn	mg/L	494,55	517,90	184,52	34046,6	50,9	1494	422,45	612,10
Mn	mg/L	141,55	146,72	31,79	1011,13	51,6	219,1	123,62	166,40
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	mg/L	8256,8	9500	3628,52	1,3 E7	1040	16000	6721,5	12250

### 3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La tabla 2 muestra valores representativos del Tinto como cauce típico con afección por AMD; de hecho, el río Tinto es uno de los más citados a nivel mundial como cauce afectado por AMD en la literatura científica.

Nótese como los valores medios de Fe (2352 mg/L) son los habituales en estas zonas del río donde aún están por desarrollarse totalmente los procesos de precipitación ya descritos, llegando este metal a alcanzar máximos de 3100 mg/L.

Mucho más espectaculares son por su magnitud las concentraciones de sulfatos, con un valor medio de 8257 mg/L y alcanzando máximos de 16000 mg/L. Dentro de ello, nada tan llamativo como otras escombreras «menores» situadas en la Faja Pirítica, donde ante un estímulo de lluvia tras el estiaje, se llegan a alcanzar máximos próximos a 140000 mg/L de sulfatos al disolverse las costras de meteorización generadas en verano (Sarmiento *et al.*, 2018). Este fenómeno tiene carácter efímero y con ello poco representativo de la carga total anual emitida por la escombrera. Basándose en ello se ha elegido una escombrera mucho más grande, con una mayor «inercia» hidroquímica (de la Torre *et al.*, 2017) para que sea representativa de todo el escenario en estudio.

Por tanto, encontramos una superficie total de escombreras de 3041 ha (Tabla 1), un valor de precipitación media de 650 mm (Grande, 2016) y una concentración media de cobre de 329,5 mg/L (Tabla 2).

Con ello, multiplicando la lluvia por la superficie total de escombreras sabemos el caudal de entrada anual: (3041 x 10000) m<sup>2</sup> x 650 L/m<sup>2</sup> año = (1 97665)<sup>10</sup> L/año.

Tras un tiempo de residencia en las escombreras, ese mismo caudal de entrada anual lo asumimos como caudal de salida, pero ya cargado de acidez, sulfatos y metales. Multiplicando por la concentración media de cobre obtenemos la carga total emitida por la escombrera:

$$(197665)^{10} \text{ L/año} \times 329,5 \text{ mg/L} = 6513 \text{ t de cobre al año}$$



La cifra es realmente espectacular, similar a las de Sainz *et al.* (2004) y superior a las de (Nieto *et al.*, 2007 y Olías *et al.*, 2006) y hemos de admitir que con el precio actual del cobre se obtienen cifras que justificarían sobradamente una inversión en esta línea de trabajo para el beneficio del cobre además de otros metales en disolución y con un beneficio ambiental añadido que sería la recuperación de la calidad de las aguas de la red fluvial.

#### 4. CONCLUSIONES

Los residuos mineros constituyen un gigantesco pasivo ambiental en continuo crecimiento. Uno de los mayores impactos negativos provocados por la actividad extractiva de sulfuros y carbón viene asociado a estos residuos, especialmente a las escombreras, que en caso de no estar restauradas provocan la aparición de Drenaje Ácido de Mina, un problema global que afecta a los cinco continentes y para el que hasta ahora no se dispone de una solución estándar.

Partimos de la base de dos tipos de residuos mineros en forma de escombreras. En el caso de Europa tenemos, por un lado, aquellas estructuras más modernas construidas después de la entrada en vigor de las diferentes normativas ambientales de cada país miembro: en ese caso se trata de estructuras no contaminantes. Por otro lado, ocupando superficies mucho mayores, encontramos escombreras construidas sin medidas preventivas ni correctoras antes de la entrada en vigor de las normativas citadas. En ese caso, estos residuos continúan emitiendo lixiviados contaminantes centenares o miles de años después del cierre de las instalaciones como respuesta a las lluvias.

La búsqueda de soluciones que hagan compatible la minería con el respeto a las normativas ambientales es un reto para las empresas y para los órganos responsables de la gestión del territorio. Hasta hoy, las soluciones posibles presentan grandes limitaciones, o son muy caras o no resuelven definitivamente el problema de la contaminación fluvial asociada al Drenaje Ácido de Mina.

Una intervención asociada al beneficio de diferentes sustancias de carácter estratégico, es hoy posible ya que se encuentran presentes en las escombreras, bien porque durante la construcción de las mismas esos metales, metaloides y tierras raras no alcanzaban el precio que hoy tienen en los mercados, bien porque actualmente se dispone de herramientas y técnicas más novedosas para la recuperación de las mismas, o porque las leyes de corte de diferentes menas han evolucionado con el tiempo, etc. En todo caso, se trata de una cuestión de oportunidad para dar cobertura a las necesidades derivadas de la entrada en vigor de medidas de protección ambiental cada vez más restrictivas. Como ejemplo, en minería de sulfuros y en Europa, la autorización de apertura de una explotación minera queda estrictamente condicionada al «vertido cero» de efluentes ácidos a la red fluvial.

En este escenario, entendemos que solo una nueva minería de intervención sobre esas sustancias de interés es la llave de acceso a los inversores que pretenden abrir «nuevas» explotaciones asociadas o sobre antiguas minas de sulfuros. En efecto, la Administración obliga a estas empresas a «hacerse cargo» del vertido cero de todas las estructuras, antiguas o nuevas presentes en la concesión minera a reexplotar. El precio actual del cobre entendemos que permi-

te la intervención. La demanda de cobre y otros metales básicos de países emergentes, junto con el alto valor de mercado de otras sustancias presentes en los basureros de desecho, entendemos que justifica inversiones en esta dirección.

En el caso de la Faja Pirítica Ibérica, la presencia de miles de hectáreas escombreras es la principal fuente de contaminación de la red fluvial, como resultado de 5000 años de minería sin la aplicación de normas de vertido. Estos resultados son de aplicación a otras provincias metalogénicas en el mundo con afecciones similares.

Hemos centrado los cálculos de beneficios brutos en el caso del cobre para simplificar el planteamiento y las cifras obtenidas tan solo para este metal superan las 6500 t/año, que con un precio de 5800 \$/t arrojan una cifra anual que supera los 37 M\$/año. Esta cifra es referida exclusivamente al cobre disuelto, a lo que podría sumarse el valor de otros elementos de interés presentes en las aguas.

Cabe concluir que la reintroducción en los ciclos de producción de elementos de interés disueltos en las aguas de mina constituyen hoy una alternativa no solo viable, sino en muchos casos rentable desde el punto de vista económico, al tiempo que viene a dar respuesta a un gigantesco problema ambiental asociado a la contaminación de redes fluviales. El desarrollo de técnicas de recuperación de materiales disueltos a bajo pH no es una tarea sencilla, pero es sin duda un campo abierto al desarrollo de líneas de investigación orientadas a ello.

## BIBLIOGRAFÍA

- Commonwealth of Pennsylvania. 1994. *Water Quality Assessment in Western Pennsylvania Watershed*.
- Davis, R. A. Jr., Welty, A. T., Borrego, J., Morales, J.A., Pendón, J. G., Ryan, J. G., 2000. Río Tinto estuary (Spain): 5000 years of pollution. *Environmental Geology*, 39: 1107-1116.
- De la Torre, M. L., Grande, J. A., Graiño, J., Gómez, T., Céron, J.C. 2011. Characterization of AMD Pollution in the River Tinto (SW Spain). Geochemical Comparison Between Generating Source and Receiving Environment. *Water, Air and Soil Pollution*, 216(1): 3-19.
- De la Torre, M. L., Grande, J. A., Santisteban, M., Valente, T., Borrego, J., Salguero, F. 2013. Statistical contrast analysis of hydrochemical parameters upstream of the tidal influence in two AMD affected rivers. *Mine Water and the Environment*, 33: 217-227.
- De la Torre, M. L., Grande, J. A., Valente, T., Santisteban, M., Pérez-Ostalé, E., Sánchez-Rodas, D., 2017. A Statistical Determination of the Transit Speed of Pollutants in a Water Reservoir Affected by Acid Mine Drainage from the Iberian Pyrite Belt. *Mine Water and the Environment*, 36: 34-38.
- Elbaz-Poulichet, F., Braungardt, C., Achterberg, E., Morley, N., Cossa, D., Beckers, J., Nomérange, P., Cruzado, A., Leblanc, M., 2001. Metal biogeochemistry in the Tinto-Odiel rivers (Southern Spain) and in the Gulf of Cadiz: a synthesis of the results of TOROS project. *Continental Shelf Research*, 21(18-19): 1961-1973.
- EMCBC. 1996. The perpetual pollution machine Acid Mine Drainage. BC Mining Control, Canada, p. 1-6.
- Evangelou, V.P., 1998. Pyrite Chemistry: The Key for Abatement of Acid Mine Drainage. En: Geller W., Klapper H., Salomons W. (Eds.), *Acidic Mining Lakes. Environmental Science*. Springer, p. 197-222.



- Feasby, D.G., Tremblay, G. A., Weatherell, C.J., 1997. A decade of technology improvement to the challenge of acid mine drainage- a Canadian perspective. *Proceedings of the Fourth international conference on acid rock drainage*, pp. 1-9.
- Förstner, U., Wittmann, G. T. W., 1983. Metal Pollution in the Aquatic Environment. *Springer-Verlag*, 485 p.
- Grande, J. A., Jiménez, A., Romero, S., de la Torre, M.L., Gómez-Oliveira, T., 2010. Quantification of heavy metals from AMD discharge into a public water supply dam in the Iberian pyrite belt (SW Spain) using centered moving average. *Water, Air and Soil Pollution*, 212: 299-307.
- Grande, J. A., Valente, T., de la Torre, M. L., Santisteban, M., Céron, J. C., Pérez-Ostale, E., 2014. Characterization of acid mine drainage sources in the Iberian Pyrite Belt: base methodology for quantifying affected areas and for environmental management. *Environmental Earth Sciences*, 71(6): 2729-2738.
- Grande, J. A. 2015. Innovación y minería sostenible en Andalucía. Ed. *Corporación Tecnológica Andalucía*, 174 p.
- Grande, J. A., 2016 (Ed.). Drenaje Ácido de Mina en la Faja Pirítica Ibérica. Técnicas de Estudio e Inventario de Explotaciones. *Servicio de Publicaciones de la Universidad de Huelva*, 348 p.
- Grande, J. A., Santisteban, M., de la Torre, M.L., Fortes, J.C., de Miguel, E., Curiel, J., Dávila, J.M., Biosca, B., 2018. The paradigm of Circular Mining in the world: the Iberian Pyrite Belt as a potential scenario of interaction. *Environmental Earth Sciences*, 77(10): 391.
- Grande, J. A., Loayza-Muro, R., Alonso-Chaves, F. M., Fortes, J. C., Willems, B., Sarmiento, A. M., Santisteban, M., Dávila, J.M., de la Torre, M. L., Durães, N., Alonso-Chaves, F. M., Luís A. T., 2019. The Negro River (Ancash-Peru): A unique case of water pollution, three environmental scenarios and an unresolved issue. *Science of the Total Environment*, 648: 398-407.
- Hawkins, J. W., 1998. Hydrogeologic Characteristics of Surface-Mine Spoil. En: Brady, K. B. C., Smith, M. W., Schueck, J. (Eds.), *Coal Mine Drainage Prediction and Pollution Prevention in Pennsylvania*, p. 3.1-3.11.
- Kleinmann, R. L. P., Crerar, D. A., Pacelli, R. R., 1981. Biogeochemistry of acid mine drainage and a method to control acid formation. *Mining Engineering*, 33: 300-306.
- Leblanc, M., Morales, J. A., Borrego, J., Elbaz-Poulichet, F., 2000. 4,500-year-old mining pollution in southwestern Spain: Long-term implications for modern mining pollution. *Economic Geology*, 95(3): 655-662.
- Leistel, J. M., Marcoux, E., Thieblemont, D., Quesada, C., Sánchez, A., Almodóvar, G. R., Pascual, E., Sáez, R., 1998. The volcanic hosted massive sulphide deposits of the Iberian Pyrite Belt. Review and preface to the special issue. *Mineralium Deposita*, 33: 2-30.
- Loredo, J., Ordóñez, A., Pendás, F. 2002. Hydrogeological and geochemical interactions of adjoining mercury and coal mine spoil heaps in the Morgao catchment (Mieres, NW Spain). Geological Society Special Publications: *Mine water hydrogeology and geochemistry*. Younger, P.L., Robins, N.S. (Eds.), 198: 327-336.
- López-Pamo E., Sanchez España J., Diez Ercilla M., Santofimia Pastor E., Reyes Andrés, J., 2009. Cortas mineras inundadas de la Faja Pirítica: inventario e hidroquímica. *Instituto Geológico y Minero de España*, Serie: Medioambiente, 13, 279 p.
- Lottermoser, B., 2003. Mine Wastes: Characterization, Treatment and Environmental Impacts. *Springer*, 277 p.
- Luís, A. T., Grande, J. A., Dávila, J. M., Aroba, J., Durães, N., Almeida, S. F. P., de la Torre, M. L., Sarmiento, A. M., Fortes, J. C., Ferreira da Silva, E., Santisteban, M., 2018. Application of fuzzy logic tools for the biogeochemical characterisation of

- (un)contaminated waters from Aljustrel mining area (South Portugal). *Chemosphere*, 211: 736-744.
- Luís, A. T., Grande, J. A., Durães, N., Dávila J. M., Santisteban, M., Almeida, S. F. P., Sarmiento, A. M., de la Torre, M. L., Fortes, J. C., Ferreira da Silva, E. 2019. Biochemical characterization of surface waters in the Aljustrel mining area (South Portugal). *Environmental Geochemistry and Health*, 211: 736-744.
- MOPU, 1987. Medioambiente en España, 1986. *Dirección General de Medioambiente*, 352 p.
- Nicholson, R.V., 1994. Iron-sulfide oxidation mechanism. En: White, A.F., Brantley, R.J. (Eds), *Chemical weathering rates of silicate minerals*. Mineralogical Society of America, Reviews in Mineralogy, 31, p. 173-225.
- Nieto, J. M., Sarmiento, A. M., Olías, M., Cánovas, C. R., Riba, I., Kalman, J., Delvalls, T. A., 2007. Acid mine drainage pollution in the Tinto and Odiel rivers (Iberian Pyrite Belt, SW Spain) and bioavailability of the transported metals to the Huelva Estuary. *Environment International*, 33(4): 445-455.
- Nordstrom D. K., Alpers C. N., 1999. Geochemistry of acid mine waters. En: Plumlee G. S., Logsdon, M. J. (Eds), *The Environmental Geochemistry of Mineral Deposits*, Reviews in Economic Geology, 6A, p. 133-160.
- Olías, M., Cánovas, C. R., Nieto, J. M., Sarmiento, A. M., 2006. Evaluation of the dissolved contaminant load transported by the Tinto and Odiel rivers (South West Spain). *Applied Geochemistry*, 21: 1733-1749
- Ordóñez, A., Álvarez, R., Loredó, J. 2013. Asturian mercury mining district (Spain) and the environment: a review. *Environmental Science and Pollution Research*, 20(11): 7490-7508.
- Paktunc, A. D., 1999. Characterization of mine waste for prediction of acid mine drainage. En: Azcue, J. M. (Ed.), *Environmental impacts of mining activities*. Springer, p. 19-40.
- Pearce, D. W., Turner, R. K., 1990. Economics of natural resources and the environment. *Johns Hopkins University Press*, 378 p.
- Pinedo Vara, I., 1963. Piritas de Huelva. Su historia, minería y aprovechamiento. Ed. *Summa*, 1003 p.
- Price, W. A., Errington, J., 1998. Guidelines for Metal Leaching and Acid Rock Drainage at Minesites in British Columbia. *British Columbia Ministry of Energy and Mines*, 86 p.
- Sáinz, A., Grande, J. A., de la Torre, M. L., 2000. El Tinto y el Odiel: dos ríos para una reflexión. *Tecnología del agua*, 207: 28-35.
- Sáinz, A., Grande, J. A., de la Torre M. L., Sánchez-Rodas., D., 2002. Characterisation of sequential leachate discharges of mining waste rock dumps in the Tinto and Odiel rivers. *Journal of Environmental Management*, 64(4): 345-353.
- Sáinz, A., Grande, J. A., de la Torre M. L., 2004. Characterisation of heavy metal discharge into the Ria of Huelva. *Environment International*, 30 (4): 557-566.
- Santisteban, M., Viers, J., Sarmiento, A. M., Grande, J. A., Luís, A. T., de la Torre, M. L., Fortes, J. C., Dávila, J. M., 2019. Proposal of precipitation-dissolution models in a channel affected by Acid Mine Drainage in the Iberian Pyritic Belt during torrential rain regimes. *SN Applied Sciences*, 1: 824.
- Sarmiento, A. M., Grande, J. A., Luís, A. T., Dávila, J. M., Fortes, J. C., Santisteban, M., Curiel, J., de la Torre, M. L., Ferreira da Silva, E., 2018. Negative pH values in an open-air radical environment affected by acid mine drainage. Characterization and proposal of a hydrogeochemical model. *Science of the Total Environment*, 644: 1244-1253.
- Sasaki, K., Tsunekawa, M., Ohtsuka, T., Konno, H., 1998. The role of sulfur-oxidizing bacteria *Thiobacillus thiooxidans* in pyrite weathering. *Colloids and Surfaces, A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 133: 269-278.

J. A. GRANDE; J. M. DÁVILA; J. C. FORTES; M. SANTISTEBAN; A. M. SARMIENTO; F. CÓRDOBA; M. LEIVA; M. L. DE LA TORRE; A. JIMÉNEZ;  
J. DÍAZ-CURIEL; B. BIOSCA; A. T. LUÍS; N. DURÃES; E. A. FERREIRA DA SILVA; M. J. RIVERA; J. AROBA; B. CARRO; J. BORREGO Y J. A. MORALES

- Singhal, B. B. S., Gupta, R. P., 1999. Applied Hydrogeology of Fractured Rocks. *Kluwer Academic Publishers*, 400 p.
- Weatherell, C. J., Feasby, D. G., Tremblay, G. A., 1997. The mine environment natural drainage program. *Proceedings of the PMI 97*, 28<sup>th</sup> Annual Seminars and Symposium, Chicago.
- Younger, P. L., Banwart, S. A., Hedin R.S., 2002. Mine Water: Hydrology, Pollution, Remediation. *Kluwer Academic Pubs*, 442 p.