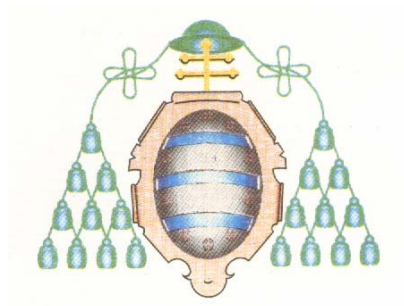


UNIVERSIDAD DE OVIEDO

DEPARTAMENTO DE EXPLOTACION Y PROSPECCION DE MINAS

ESCUELA TÉCNICA SUPERIOR DE INGENIEROS DE MINAS DE OVIEDO



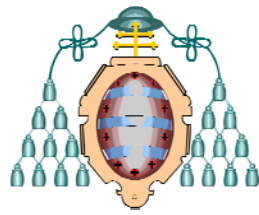
Tesis Doctoral

**UTILIZACIÓN DE SISTEMAS PASIVOS PARA
MEJORAR LA CALIDAD DE LAS AGUAS EN LAGOS
MINEROS**

- Aplicación a un caso de estudio -

AUTORA: M^a Teresa Bros Miranda

OVIEDO, 2006



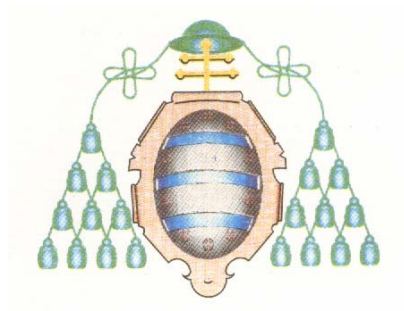
Reservados todos los derechos
© El autor

Edita: Universidad de Oviedo,
Biblioteca Universitaria, 2007
Colección Tesis Doctoral-TDR nº 17
ISBN: 978-84-690-7888-4
D.L.: AS.04569-2007

UNIVERSIDAD DE OVIEDO

DEPARTAMENTO DE EXPLOTACION Y PROSPECCION DE MINAS

ESCUELA TÉCNICA SUPERIOR DE INGENIEROS DE MINAS DE OVIEDO



Tesis Doctoral

AUTORA: M^a Teresa Bros Miranda

DIRECTOR: JORGE LUIS LOREDO PÉREZ

CODIRECTOR: RODRIGO ÁLVAREZ GARCÍA

OVIEDO, 2006

AGRADECIMIENTOS

Es obvio que la realización de esta tesis no hubiera sido posible sin el apoyo desinteresado de muchas personas a la cuales quiero expresar mi gratitud.

En primer lugar quisiera agradecer a D. Jorge Loredo Pérez, director de esta tesis, no sólo las numerosas aportaciones que me ha brindado para su desarrollo, si no y de manera personal la oportunidad que me dio para formar parte de su equipo de trabajo y la confianza que ha depositado en mí desde mis comienzos en la Escuela de Minas de Oviedo.

A Rodrigo Álvarez con quien comparto diariamente el despacho, le expreso mi gratitud por haber aceptado co-dirigir este trabajo, por sus valiosos consejos y sus oportunas y tan fructíferas correcciones. Así como a Almudena, por su continuo ánimo y ayuda prestada en determinados capítulos de la tesis. Ambos me facilitaron información y atendieron mis consultas sin dudarlos, pero lo más importante, me demostraron su amistad y hospitalidad a lo largo de estos años.

No quiero olvidar a mis compañeros de departamento, en especial a Andrés, por su impagable paciencia y disposición para ayudarme siempre que lo he necesitado, y a Pablo, porque gracias a él he salvado todas y cada una de las trabas informáticas con las que me he encontrado. Al resto de

compañeros también les quiero agradecer su compañía, que hacen más fructíferos y llevaderos los largos ratos ante el ordenador.

Son otros muchos los que desde la distancia me han ayudado y a los que quiero expresar mi más sincero agradecimiento. En particular a Juan Luis Delgado, responsable de la Mina de Meirama, que me proporcionó en todo momento y de manera desinteresada, todos los datos que fui necesitando. A Martin Schultze, del Centro de Investigación Medioambiental de Leipzig-Halle, por la numerosa bibliografía proporcionada a comienzos de la tesis, la cual se convirtió en una base fundamental para el desarrollo de la misma. Y a mi amiga Estela, por la cantidad de dudas de ámbito medioambiental que con paciencia me aclaró.

Debo expresar mi profunda gratitud a mis padres y a mis hermanos, por su paciencia y por el sentimiento de orgullo con que siempre han mirado mi trabajo. Finalmente y de manera muy especial quisiera darle las gracias a Manuel, por su comprensión y el imprescindible apoyo moral que me brinda diariamente.

A todos vosotros MUCHAS GRACIAS



SÍNTESIS

Se podría decir que las actividades mineras siempre han estado asociadas al calificativo de industrias contaminantes, pasando a veces desapercibidas otras áreas menos llamativas pero que aportan igualmente elevadas cargas contaminantes. Es el caso de extensas zonas agrícolas, donde se generan importantes cantidades de desechos ganaderos, efluentes de mala calidad y exceso de nitratos procedentes de fertilizantes que finalmente derivan en procesos de contaminación de aguas.

Es evidente, que todas las aguas finalmente van a parar a ríos, lagos y mares que proporcionan agua para diferentes usos: abastecimiento, uso industrial, como hábitat de numerosas especies animales o llegan albergar en muchos casos, zonas deportivas y de recreo. Por todo ello, es lógico pensar en adoptar las medidas adecuadas para regular dichas actividades potencialmente contaminantes, de modo que permitan preservar correctamente la calidad del agua por razones de salud pública y por el medio ambiente en general.

En este caso la actividad que nos ocupa, la minería a cielo abierto, conlleva numerosos procesos derivados del cese de su actividad. Uno de ellos, en el caso de que al final del periodo de actividad de la mina, la corta se inunde para formar un lago, la gestión de la calidad de las aguas que van a ocupar el hueco dejado por la zona que ha sido explotada (corta) es un proceso de gran importancia, y todavía no demasiado conocido.



UTILIZACIÓN DE SISTEMAS PASIVOS PARA MEJORAR LA CALIDAD
DE LAS AGUAS EN LAGOS MINEROS

- Aplicación a un caso de estudio -

En la primera parte de la tesis se hace una revisión del estado del arte de la formación de los lagos de mina y la aplicación de esta en estudios generales sobre la planificación de su formación y control medioambiental. En realidad y por el momento, el comportamiento y la evolución de estos lagos no es del todo bien conocido. Podría decirse que es un tema novedoso, foco de numerosas investigaciones y estudios desarrollados en la actualidad. Se presta especial atención a la aplicación de sistemas pasivos para mejorar la calidad de las aguas en los lagos mineros, proponiendo diferentes alternativas de actuación.

La segunda parte de la tesis se centra en un caso de estudio particular, la Mina de Lignitos de Meirama, que pronto cesará su actividad lo que llevará asociada la inundación del actual hueco minero. La predicción de la calidad de sus aguas, así como una previsión de posibles métodos de tratamiento que pudieran llevarse a cabo en caso de ser necesarios, conforma el motivo principal de esta tesis.

Se propone la aplicación de diversas técnicas existentes para el tratamiento de las aguas de lagos mineros, apoyadas sobre todo en métodos pasivos y semi-pasivos e indicando en cada caso los materiales y requisitos necesarios para su aplicación.

Finalmente, se presentan los esquemas de aquellos métodos de tratamiento que se consideran más efectivos y viables para el caso estudiado,



UTILIZACIÓN DE SISTEMAS PASIVOS PARA MEJORAR LA CALIDAD
DE LAS AGUAS EN LAGOS MINEROS

- Aplicación a un caso de estudio -

así como las dimensiones de todos los parámetros necesarios para su construcción.

A partir de este caso particular, se propondrán finalmente unas guías generales de actuación para mejorar la calidad de las aguas durante la formación de lagos mineros y su control medioambiental.



UTILIZACIÓN DE SISTEMAS PASIVOS PARA MEJORAR LA CALIDAD
DE LAS AGUAS EN LAGOS MINEROS

- Aplicación a un caso de estudio -

ABSTRACT

It could be said that the mining activities have been always considered as polluting industries; whereas other less flashy areas contributing with similar amount of pollutants, remain sometimes unnoticed. This is the case of extensive agricultural zones, where important quantities of cattle wastes, bad quality effluents and excess of nitrates coming from fertilizers are generated and finally disposed, producing water pollution.

It is evident that finally all the waters end up into rivers, lakes and seas which provide water for different uses: human supply, industrial use, habitat of numerous animal species or in many cases, sports and recreational zones. For this reason, it is logical to think of adopting the adequate measurements to regulate the above mentioned potentially contaminant activities, allowing to correctly preserve the water quality, for health and environmental reasons.

In the case which we are dealing with, the open-pit mining bears numerous processes derived from the cessation of its activity. If at the end of the mining activities, the pit is flooded to form a lake, the management of the quality of the waters that are going to fill the hole generated by the mining workings, is a process of great importance, still not very well known.

The first part of this Thesis is a review of the state of the art regarding pit lakes formation, as well as the application of this information to



UTILIZACIÓN DE SISTEMAS PASIVOS PARA MEJORAR LA CALIDAD
DE LAS AGUAS EN LAGOS MINEROS

- Aplicación a un caso de estudio -

undertake a general study about related planning and environmental control. Currently, the behaviour and the evolution of these lakes is not completely well-known. It could be said that it is a novel issue, which has been developed in many investigations and studies. Special attention is paid to the application of passive systems to improve the quality of the waters in the mining lakes, and different alternatives of performance are proposed.

The second part of the Thesis is a study carried out in the Meirama Lignites Mine, which will finish its activity by flooding, the current mining hole. The predictions of the water quality, as well as the valuation of possible treatment systems, in case of necessary, are the main aims of this thesis.

The application of diverse technologies to treat mining lake waters, supported especially on passive and semi-passive systems, are proposed here, indicating in every case the materials and requirements needed for its application.

Finally, the most effective and viable methods of treatment for the studied case are presented, as well as the design and all the parameters required for its construction.

From this particular case, a general guide is finally proposed, in order to improve the water quality during the pit lakes formation and their late environmental control.



UTILIZACIÓN DE SISTEMAS PASIVOS PARA MEJORAR LA CALIDAD
DE LAS AGUAS EN LAGOS MINEROS

- Aplicación a un caso de estudio -



ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS.....	1
2. MINERÍA A CIELO ABIERTO. PROBLEMÁTICA ASOCIADA AL AGUA EN LOS PROCESOS DE CIERRE DE MINAS.....	4
2.1. MODIFICACIÓN DE LOS SISTEMAS HIDROGEOLÓGICOS.....	5
2.2. CAMBIOS EN LA CALIDAD DE LAS AGUAS.....	9
2.3. LEGISLACIÓN APLICABLE.....	14
3. LOS LAGOS DE MINA.....	23
3.1. GENERALIDADES.....	23
3.2. PROCESOS QUE TIENEN LUGAR DURANTE LA FORMACIÓN DE LOS LAGOS MINEROS.....	30
3.3. PROCESOS QUE TIENEN LUGAR EN LOS LAGOS MINEROS UNA VEZ FORMADOS.....	33
3.4. EVOLUCIÓN DE SUS AGUAS.....	39
4. ALTERNATIVAS PARA UNA BUENA GESTIÓN DE LAS AGUAS DEL LAGO.....	42
5. MEDIDAS PREVENTIVAS Y CORRECTIVAS EN LOS LAGOS DE MINA.	52
6. CASO DE ESTUDIO.....	56
6.1. INTRODUCCIÓN.....	56
6.2. LOCALIZACIÓN.....	58
6.3. CLIMATOLOGÍA.....	60



6.4. GEOLOGÍA.....	64
6.5. HIDROGEOLOGÍA.....	68
6.5.1. Hidrogeología Regional.....	68
6.5.2. Hidrogeología del entorno de la mina.....	71
6.6. PLANES PARA EL CIERRE DE LA MINA	74
6.7. CARACTERIZACIÓN DE LAS AGUAS PRESENTES EN EL ENTORNO MINERO Y PREVISIÓN SOBRE LA CALIDAD DEL AGUA DEL FUTURO LAGO.....	77
6.8. ALTERNATIVAS PROPUESTAS PARA EL TRATAMIENTO DE LAS AGUAS BAJO DIFERENTES ESCENARIOS CONSIDERADOS.....	85
6.8.1. Sistemas Pasivos o de Base Biológica.....	88
6.8.1.1. Propuesta n°1: Sustrato orgánico formado por estiércol y restos vegetales.....	89
6.8.1.2. Propuesta n° 2: Sustrato formado por lodos de depuradora y paja.....	93
6.8.2. Sistemas Mixtos.....	98
6.8.2.1. Descripción de los sistemas ubicados antes que el lago: Dimensionamiento realizado sin restricciones de espacio.....	103
6.8.2.1.1. <u>Dimensionamiento de los S.A.P.S.....</u>	<u>103</u>
6.8.2.2.1.a. Dimensionamiento del S.A.P.S del Escenario 1.../10	
6.8.2.2.1.b. Dimensionamiento del S.A.P.S del Escenario 2.../13	



6.8.2.1.2. <u>Propuesta n° 3: S.A.P.S + Balsa + Humedal aerobio</u>	115
6.8.2.1.2.a. Cálculo de los parámetros del humedal para el Escenario 1.....	121
6.8.2.1.2.b. Cálculo de los parámetros del humedal para el Escenario 2.....	125
6.8.2.1.3. <u>Propuesta n°4: S.A.P.S + Lago</u>	133
6.8.2.1.4. <u>Propuesta n°5: S.A.P.S + Humedal a la salida del lago</u>	135
6.8.2.1.4.a. Dimensionamiento del S.A.P.S.....	138
6.8.2.1.4.b. Dimensionamiento del Humedal.....	138
6.8.2.2. <i>Descripción de los sistemas ubicados antes que el lago considerando posibles restricciones de espacio</i>	142
6.8.2.2.1. <u>Dimensionamiento del S.A.P.S y del Humedal para el Escenario 1</u>	142
6.8.2.2.2. <u>Dimensionamiento del S.A.P.S y del Humedal para el Escenario 2</u>	144
6.8.3. Resumen de los Sistemas Mixtos	146
6.9. SISTEMAS ACTIVOS O DE BASE QUÍMICA.....	148
7.METODOLOGÍA GENERAL PARA LA INVESTIGACIÓN DE LOS LAGOS DE MINA	149
8.CONCLUSIONES Y PRINCIPALES APORTACIONES DE LA INVESTIGACIÓN	156



UTILIZACIÓN DE SISTEMAS PASIVOS PARA MEJORAR LA CALIDAD
DE LAS AGUAS EN LAGOS MINEROS

- Aplicación a un caso de estudio -

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	164
BIBLIOGRAFÍA CONSULTADA.....	181
<u>ANEXOS.....</u>	<u>188</u>



LISTA DE FIGURAS

Figura 1. “Dolina de colapso” debida a subsidencia minera en las proximidades del aeropuerto de Newcastle Upon Tyne.....	7
Figura 2. Ejemplo de descarga de agua de mina (Wheal Jane, Cornualles).....	10
Figura 3. Esquema del proceso de generación de aguas ácidas.....	12
Figura 4. Lago de mina (Berkeley pit lake).....	23
Figura 5. Etapas de formación de los lagos de mina.....	32
Figura 6. Esquema de un lago estratificado.....	33
Figura 7. Ciclos estacionales que afectan a los lagos.....	35
Figura 8. Ciclo oxidación-precipitación del Fe en lagos.....	36
Figura 9. Conjunto de procesos que pueden ocurrir en un lago minero	38
Figura 10. Proceso de estratificación inducida.....	44
Figura 11. Esquema representativo de la introducción de agua de río	45
Figura 12. Esquema de utilización del lago como contenedor de residuos.....	47
Figura 13. Tratamiento de aguas mediante la adición de un sustrato orgánico.....	50
Figura 14. Restauración del lago Bergwitz –Alemania-.....	53
Figura 15. Lago cubierto con material de relleno.....	54
Figura 16. Secado de un lago de mina en USA.....	55
Figura 17. Mapa de situación de la mina de Meirama (La Coruña).....	58
Figura 18. Precipitaciones medias mensuales correspondientes al periodo 1974-2005 en la zona de estudio.....	61



Figura 19. Valores medios anuales (Periodo 1974-2005).....	61
Figura 20. Mapa geológico del Complejo de Órdenes y sección compuesta ideal.....	65
Figura 21. Mapa hidrogeológico de la cuenca Galicia Costa.....	69
Figura 22. Hueco dejado por la minería a cielo abierto en la Mina de Meirama.....	75
Figura 23. Esquema del futuro lago de Meirama.....	77
Figura 24. Proporciones relativas de las aguas del lago durante su llenado.....	79
Figura 25. Esquema de la mina de Meirama. Representación en diagramas circulares de las concentraciones relativas del Fe, Al y Mn aportada por cada grupo de aguas.....	83
Figura 26. Gráfico comparativo entre las concentraciones del escenario de peor calidad y los límites definidos en la Ley de Aguas.....	85
Figura 27. Sustrato formado por una mezcla de estiércol y restos vegetales.....	92
Figura 28. Detalle de lodos de depuradora (izq) y restos vegetales (drech).....	93
Figura 29. Detalle de un macro ambiente generado para el tratamiento del Lago Ewington (Collie, Australia).....	96
Figura 30. Detalle de trozos de caliza de 30/150 mm de diámetro y una pureza del 93,45%.....	97
Figura 31. Vista en perfil de un S.A.P.S.....	100
Figura 32. Detalle de las tuberías de desagüe al S.A.P.S.	101
Figura 33. Sustrato de caliza localizado en el fondo de un S.A.P.S.....	102
Figura 34. Situación actual de las aguas que circulan por la mina.....	107
Figura 35. Detalle de plantas hidropónicas dispuestas sobre mallas (izq) y tubos (drcha).....	116



UTILIZACIÓN DE SISTEMAS PASIVOS PARA MEJORAR LA CALIDAD
DE LAS AGUAS EN LAGOS MINEROS

- Aplicación a un caso de estudio -

Figura 36. Detalle del relleno e impermeabilización de una balsa.....	117
Figura 37. Esquemas de la propuesta nº3:	
Figura 37a. Esquema completo del sistema. S.A.P.S. + Balsa decantación + Humedal.....	131
Figura 37b. Detalle del S.A.P.S. y del humedal.....	132
Figura 38. Esquema del sistema S.A.P.S. + Lago.....	134
Figura 39. Vistas del sistema de tratamiento correspondiente a la propuesta nº 5	137
Figura 40. Mapa topográfico de la mina de Meirama.....	141



LISTA DE TABLAS

<i>Tabla 1. Concentraciones medias introducidas en el modelo según el tipo de agua...</i>	82
<i>Tabla 2. Riqueza media de algunos estiércoles.....</i>	91
<i>Tabla 3. Casos de estudio tenidos en cuenta en función de las aguas a tratar.....</i>	108
<i>Tabla 4. Concentraciones de los principales parámetros medidos.....</i>	108
<i>Tabla 5. Proporciones relativas de entrada al S.A.P.S. para cada influente.....</i>	109
<i>Tabla 6. Valores de Acidez Calculada (A_{c_c}).....</i>	110
<i>Tabla 7. Valores finales de A_{c_c} que deben ser eliminados.....</i>	111
<i>Tabla 8. Cálculo del área de los S.A.P.S. del Escenario 1.....</i>	111
<i>Tabla 9. Cálculo del T_{res} necesario en los S.A.P.S. del Escenario 1.....</i>	112
<i>Tabla 10. Valores de Acidez Calculada (A_{c_c}).....</i>	113
<i>Tabla 11. Cálculo del área de los S.A.P.S. del Escenario 2.....</i>	113
<i>Tabla 12. Cálculo del T_{res} necesario en los S.A.P.S. del Escenario 2.....</i>	114
<i>Tabla 13. Áreas correspondientes a las balsas de decantación.....</i>	120
<i>Tabla 14. Concentraciones finales que deben ser eliminadas de las aguas.....</i>	121
<i>Tabla 15. Cálculo de la carga de Fe para el Escenario 1.....</i>	122
<i>Tabla 16. Cálculo de la carga de Mn para el Escenario 1.....</i>	122
<i>Tabla 17. Tamaño mínimo necesario para eliminar el Fe en el humedal.....</i>	123
<i>Tabla 18. Tamaño mínimo necesario para eliminar el Mn en el humedal.....</i>	123
<i>Tabla 19. Tamaño mínimo necesario para eliminar los dos metales (Fe y Mn) en el humedal.....</i>	123



Tabla 20. Volumen del humedal y T_{res} correspondiente al Escenario 1.....	124
Tabla 21. Cálculo de las concentraciones de Fe y Mn que se deben tratar.....	125
Tabla 22. Cálculo de la carga de Fe y Mn para el Escenario 2.....	125
Tabla 23. Tamaño mínimo necesario para eliminar el Fe en el humedal.....	126
Tabla 24. Tamaño mínimo necesario para eliminar el Mn en el humedal.....	126
Tabla 25. Tamaño mínimo necesario para eliminar los dos metales en el humedal.....	127
Tabla 26. Volumen y T_{res} del humedal correspondiente al Escenario 2.....	127
Tabla 27. Parámetros de dimensionamiento necesarios para construir el sistema correspondiente al Escenario 1.....	126
Tabla 28. Parámetros de dimensionamiento necesarios para construir el sistema correspondiente al Escenario 2.....	129
Tabla 29. Cálculo de la Acidez que se debe eliminar.....	138
Tabla 30. Área del S.A.P.S. situado a la salida del lago.....	138
Tabla 31. Cálculo del área y T_{res} correspondientes al humedal.....	139
Tabla 32. Resumen de los parámetros correspondientes a la propuesta nº 5.....	140
Tabla 33. Ecuaciones que definen el dimensionamiento de los sistemas del SAPS en el Escenario 1, en función del caudal de agua a tratar.....	143
Tabla 34. Ecuaciones que definen el dimensionamiento de los sistemas del humedal en el Escenario 1, en función del caudal de agua a tratar	144
Tabla 35. Ecuaciones que definen el dimensionamiento de los sistemas del SAPS en el Escenario 2, en función del caudal de agua a tratar	144



UTILIZACIÓN DE SISTEMAS PASIVOS PARA MEJORAR LA CALIDAD
DE LAS AGUAS EN LAGOS MINEROS

- Aplicación a un caso de estudio -

*Tabla 36. Ecuaciones que definen el dimensionamiento de los sistemas del humedal
en el Escenario 2, en función del caudal de agua a tratar145*



ANEXOS

Tabla 1. Datos pluviométricos en el entorno de la Mina de Meirama (periodo 1974-2006)

Tabla 2. Calidad de las aguas superficiales

2a) Calidad de las aguas superficiales limpias

2b) Calidad de las aguas superficiales afectadas por las labores mineras

Tabla 3. Calidad de las aguas subterráneas del granito

Tabla 4. Calidad de las aguas subterráneas de los esquistos

Tabla 5. Calidad de aguas de infiltración de la escombrera

Tabla 6. Calidad de aguas de infiltración de lignitos

Tabla 7. Calidad de las aguas del fondo de la corta

Tabla 8. Calidad de las aguas del entorno minero

8a) Calidad de las aguas de los esquistos:

8b) Calidad de las aguas de la escombrera:

28c) Calidad de las aguas de las cuencas:

28d) Calidad de las aguas de los granitos:

Tabla 9. Calidad del agua del lago prevista por el modelo para los tres escenarios.

Tabla 10. Calidad prevista para las aguas de vertido del lago

Tabla 11. Límites de vertidos de la ley Española (Real Decreto 849/1986 del 11 de abril – Tabla 3).

Tabla 12. Proporciones relativas de las entradas del lago – Balance hídrico en condiciones secas



1. INTRODUCCIÓN

Por todos es bien conocido que en relación con el cierre de minas, han surgido numerosos problemas que conllevan una serie de implicaciones medioambientales, entre las que destaca el posible impacto en aguas superficiales y subterráneas, a consecuencia del vertido de drenajes ácidos procedentes de las minas. Esta afección es normalmente grande en los casos en los que las aguas que circulan por los antiguos huecos mineros, se ponen en contacto con minerales generadores de acidez, que hacen modificar la química de las aguas, reduciendo su pH y aumentando su contenido en metales pesados, al ser éstos, en general, más solubles en las nuevas condiciones.

La magnitud del impacto que las aguas de mina pueden producir en las aguas superficiales y subterráneas del entorno, será función no sólo de sus características físico-químicas, sino también del régimen de flujo y de la magnitud del curso de agua al que vayan a parar. Los sistemas de tratamiento convencionales para el tratamiento de aguas de mina, suelen acarrear elevados costes de operación y mantenimiento, que si bien durante la vida de la mina son económicamente viables, pueden llegar a ser difícilmente sostenibles una vez abandonada la actividad productiva. Es por ello que las empresas tienden a buscar nuevas alternativas que siendo igualmente eficaces les supongan menores costes.

Las Aguas Ácidas de Mina (AAM o, más comúnmente conocidas por su acrónimo anglosajón, AMD -*Acid Mine Drainage*) constituyen uno de los efectos más problemáticos que se derivan del cierre de las minas. Éstas



provocan problemas de contaminación que han causado y siguen causando la degradación de un gran número de cauces en muchos lugares del mundo.

La formación de aguas ácidas tiene lugar no solamente en minería metálica sino que también es frecuente en minería de carbón, donde debido al elevado contenido en pirita que en general presentan las capas explotadas y a las impurezas asociadas con el carbón, es usual que se desarrollen aguas ácidas. En las aguas de drenaje de las minas de carbón, ocurren reacciones químicas desarrolladas por la interacción entre las aguas superficiales, las subterráneas y las formaciones geológicas.

La pirita, es primeramente oxidada en presencia de agua y oxígeno, para producir Fe^{2+} , iones sulfatos y acidez protónica (Lagmuir, 1997).

Si el ambiente posee suficiente oxígeno, el Fe^{2+} puede ser oxidado a Fe^{3+} , precipitando oxi-hidróxidos de hierro y/o hidróxidos férricos (Stumm y Morgan, 1996).

Estas reacciones son en rasgos generales, las causantes de la acidez de las aguas. Además, su naturaleza ácida, resulta en la disolución de otros minerales ricos en metales que pueden estar presentes en los estratos del entorno.

Muchos de esos metales, son tóxicos a varios niveles y pueden causar daños a las especies acuáticas.

La oxidación de otros sulfuros como calcopirita (CuFeS_2), esfalerita (ZnS) y galena (PbS), puede también producirse en presencia de aire y agua mediante la acción bacteriana. Estas reacciones, además de generar acidez introducen iones sulfatos en el medio.



Todos los drenajes que discurren por el entorno de la mina, cuando la actividad en ella llega a su fin, pueden rellenar el hueco dejado por la explotación, formando los llamados *Lagos de Mina* o "*Pit Lakes*".

La baja calidad de las aguas de estos lagos, normalmente se asocia a que se trata de aguas ácidas consecuencia del conjunto de reacciones que se acaban de explicar, y su evolución puede derivar en aguas de calidad aún peor. Es por eso que en la actualidad, las empresas mineras que terminan su actividad extractiva, deben centrar su atención en los posibles impactos que puedan generarse en el lago formado en el hueco dejado por la corta y buscar métodos de tratamiento o de rehabilitación que proporcionen una mejor calidad de sus aguas.

Los objetivos de la tesis son por un lado, hacer una revisión del estado del arte de los procesos relacionados con la formación de los lagos de mina, y de los diferentes métodos de tratamiento que en la actualidad se están llevando a cabo.

Toda esta información, se aplica en la segunda parte de la tesis en un caso práctico, centrado en la Mina de Lignitos de Meirama, en el cual se plantean diferentes alternativas a la hora de formar el lago minero, de forma que la calidad de las aguas sea aceptable y cumpla los requisitos impuestos por la legislación actualmente vigente.

Finalmente, a partir de los estudios realizados para el caso concreto de la mina objeto de estudio, se presenta una metodología de actuación para controlar y/o mejorar la calidad de las aguas de los lagos de mina.



2. MINERÍA A CIELO ABIERTO. PROBLEMÁTICA ASOCIADA AL AGUA EN LOS PROCESOS DE CIERRE DE MINAS

En minería a cielo abierto, los procesos asociados a la actividad extractiva pueden provocar importantes impactos medioambientales sobre las aguas superficiales y subterráneas, si no se emplean los métodos preventivos necesarios. Con respecto a la potencial contaminación de las aguas superficiales y subterráneas, una planificación adecuada de los procesos extractivos y la aplicación de tratamientos correctivos físico-químicos permite controlar la calidad de efluentes y evitar la contaminación de las aguas, tanto superficiales como subterráneas.

Los potenciales impactos están asociados a alguna de las actividades y/o procesos desarrollados en el entorno minero, como son: las actividades extractivas en sentido estricto, el procesado mineral y la disposición de los escombros, los bombeos y las posibles descargas de aguas contaminadas incontroladas. Todos estos procesos van a contribuir en el desarrollo de alguno de los principales problemas medioambientales derivados de la minería y que serán objeto de estudio en el próximo apartado.

Una vez que la mina cesa en su actividad extractiva, todavía puede seguir siendo un potencial foco de contaminación, por lo que el cierre debe realizarse de acuerdo con un adecuado programa de restauración que impida que siga actuando como un foco de contaminación para el medio ambiente.



2.1. MODIFICACIÓN DE LOS SISTEMAS HIDROGEOLÓGICOS

Impactos derivados de la minería en sentido estricto - Como se citó anteriormente, las operaciones extractivas pueden provocar por sí solas un significativo impacto sobre las aguas. Esto se debe a que las propias actividades extractivas dan lugar a interrupciones en los flujos hidrológicos subterráneos.

Estas “rupturas” en los sistemas acuíferos, pueden afectar a todas aquellas aguas superficiales que se encuentran conectadas hidráulicamente con los sistemas de aguas subterráneas afectados.

En general este tipo de impactos, no suelen ser de gran alcance, estando frecuentemente localizados y limitados al entorno de la zona de extracción.

Impactos provocados por el bombeo - Un proceso imprescindible en todas las operaciones mineras es el bombeo de agua requerido para hacer descender el nivel piezométrico, el cual además de favorecer las actividades extractivas, permite el acceso y la seguridad del personal de la mina. Pero esta actuación conlleva importantes impactos, debido por un lado al almacenamiento del agua bombeada y por otro, a la depresión que se genera sobre el nivel piezométrico en el entorno de la zona afectada.

Esta depresión de la superficie piezométrica conlleva importantes efectos negativos que se deben mencionar:

- Disminución de caudal en cauces, humedales y lagos que están en conexión hidráulica con el sistema de agua subterránea modificado. El



impacto local puede llegar a ser muy serio cuando se ven afectados terrenos previamente inundados de importante valor ecológico, como lagunas y marismas que albergan especies animales y vegetales protegidas.

- Reducción de caudal en manantiales y descensos de los niveles de agua en pozos próximos, provocando en ocasiones su secado y haciendo necesaria una re-profundización de los mismos.

- Subsistencia de terrenos debida a procesos de erosión de huecos y pilares de soporte, consecuencia de una rápida entrada de agua; así como la generada por la propia extracción de agua, con cierta capacidad portante de los materiales suprayacentes. Este fenómeno es característico sobre todo en minería de interior.

El bombeo llevado a cabo durante la explotación, puede provocar también recargas importantes en el subsuelo, ya que el agua de cauces y ríos puede ser inducida a entrar en éste, provocando importantes pérdidas de agua en los mismos o incluso generando el secado de los cauces en determinadas épocas del año. Algo muy usual son las reducciones de caudal en ríos perennes, aunque en general estas tasas son recuperadas mediante la derivación del agua bombeada al cauce, aguas abajo de la mina.

Impactos derivados del “Rebote del Agua de Mina” - Por otro lado, el efecto contrario, es decir el cese de los procesos de bombeo cuando terminan las labores en la mina, también conlleva numerosos e igualmente importantes impactos medioambientales, como consecuencia de lo que se denomina el “rebote del agua de mina”. Esto se produce cuando el agua deja de ser bombeada y el nivel piezométrico tiende a recuperar su nivel de base



natural, ocupando las antiguas zonas minadas. Este rebote comúnmente lleva asociado un marcado deterioro de la calidad de las aguas de la mina (Wolkersdorfer, 1996; Younger, 1993, 1998b, 2000a, 2000b), así como problemas de estabilidad en las paredes del hueco minero.

Este fenómeno afecta más comúnmente a la minería de interior, aunque también tiene lugar en minería a cielo abierto.

En minería a cielo abierto, este deterioro puede producirse cuando los materiales que constituyen la corta son nuevamente saturados al ascender el nivel piezométrico. La completa recuperación de los niveles, normalmente acarrea la descarga de aguas no tratadas y la reactivación de antiguas fuentes u otras descargas naturales que fueron secadas debido a los sistemas de bombeo.



Figura 1. "Dolina de colapso" debida a subsidencia minera en las proximidades del aeropuerto de Newcastle Upon Tyne (Younger, 2006)



UTILIZACIÓN DE SISTEMAS PASIVOS PARA MEJORAR LA CALIDAD
DE LAS AGUAS EN LAGOS MINEROS

- Aplicación a un caso de estudio -

El rebote también puede provocar cambios físicos en el sistema minado como problemas de subsidencia, sobre todo en presencia de materiales arcillosos, generándose comúnmente dolinas de colapso en la superficie del terreno (Fig. 1). También es frecuente la reactivación de fallas, a consecuencia del aumento de la presión de poro en los estratos fallados que hace reducir la resistencia a la fricción entre los planos de falla.



2.2. CAMBIOS EN LA CALIDAD DE LAS AGUAS

La calidad de las aguas en el entorno de una mina, puede verse afectada fundamentalmente por tres hechos:

- La liberación de sedimento durante los procesos de excavación.
- Por movilización de aguas preexistentes de baja calidad, como aguas salinas.
- Por promover la alteración de minerales, que en las nuevas condiciones se vuelven inestables, liberando elementos tóxicos y otros solutos. Normalmente también contribuyen a la salinización de las aguas con las que entran en contacto.

Impactos provocados por el procesado del mineral y el almacenamiento de residuos - Los fenómenos de contaminación provocados por lixiviados procedentes de pilas de residuos y balsas, son uno de los problemas principales de contaminación de aguas subterráneas en áreas mineras. Esta forma de contaminación además, puede producirse no sólo durante la fase activa de la mina, si no mucho tiempo después de su cierre.

Una mala gestión de las escombreras, presas y pilas de minerales, pueden finalizar en la descarga de aguas con concentraciones elevadas de elementos disueltos así como de sólidos en suspensión en los cauces (Fig. 2).

Estos sedimentos, pueden incluir partículas reactivas como sulfuros o materia orgánica y además contribuyen a la pérdida de oxígeno disuelto del agua, pudiendo provocar serios problemas para la fauna acuática.

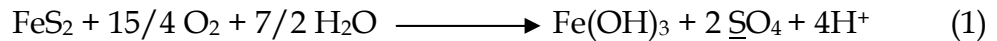


Figura 2. Ejemplo de descarga de agua de mina (Wheal Jane, Cornualles)

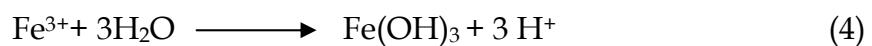
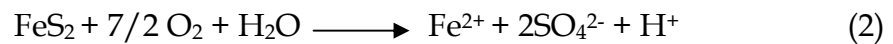
Todos estos cambios químicos, están dirigidos por una serie de reacciones debidas a la interacción agua-roca. Hay que tener en cuenta, que antes de que los minerales y el carbón sean explotados, son químicamente estables en el entorno en el que se encuentran. Sin embargo, cuando comienza la minería, muchos minerales son vulnerables a sufrir alteraciones debidas a la influencia del ambiente atmosférico oxidante y con cierta saturación en agua.

En general, la calidad empeora debido a la disolución de varios minerales secundarios y de minerales alterados por procesos de oxidación.

El principal mecanismo responsable de generación de aguas ácidas (Fig. 3) es consecuencia de la oxidación de la pirita (FeS_2), cuyo proceso se resume en la siguiente ecuación:



Las siguientes tres reacciones representan los pasos en la oxidación de la pirita para generar hidróxido férrico (Fe(OH)_3), sulfato (SO_4^{2-}) y acidez protónica (H^+) (Younger, 2005):



Los procesos de meteorización de otros sulfuros metálicos como la esfalerita (ZnS), galena (PbS), calcopirita ($(\text{CuFe})\text{S}_2$) etc, tienden a provocar la adición de iones sulfato y de sus metales correspondientes a la solución acuosa. Esto es, considerando un metal divalente genérico, M^{2+} la mayoría de los sulfuros se ajustan a la fórmula MS y el proceso de meteorización de estos minerales procede así:



Estas reacciones no liberan protones en el lado derecho, pero si generan iones sulfato. Sin embargo, los minerales de fórmula MS_2 , se meteorizan bajo el proceso mostrado por las ecuaciones (1) y (2) liberando un mol de acidez protónica por cada mol de sustancia. No existen muchos minerales en la naturaleza con la fórmula MS_2 ; casi los únicos son la pirita y marcasita. Por tanto se podría afirmar que las aguas ácidas surgen



únicamente en yacimientos que contienen estos minerales (Banks *et al.*, 1997; Younger *et al.*, 2002).

Otros fenómenos surgen por la capacidad de algunos metales para formar precipitados de minerales secundarios, que quedan depositados sobre las superficies a modo de costras cristalinas (por ejemplo, la “cerusita” - PbCO_3 -).

Además, en muchas ocasiones, la acidez de las aguas derivadas de la oxidación de la pirita es tan marcada, que determinados minerales arcillosos logran solubilizarse y pasar a solución, liberando Al^{3+} al medio hídrico.

Todas estas sustancias introducidas en las aguas son las que van a provocar cambios químicos en ellas, derivando en aguas generalmente de mala calidad por sus elevados contenidos de metales disueltos y su alta acidez. La siguiente figura esquematiza cómo tiene lugar este proceso de generación de AAM:

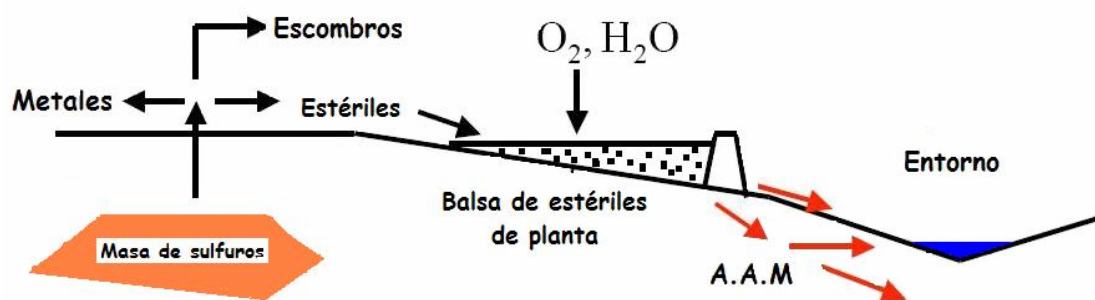


Figura 3. Esquema del proceso de generación de aguas ácidas.

Es de destacar también los impactos que tanto las aguas como otros procesos producidos en la mina, pueden tener sobre los ecosistemas



UTILIZACIÓN DE SISTEMAS PASIVOS PARA MEJORAR LA CALIDAD
DE LAS AGUAS EN LAGOS MINEROS

- Aplicación a un caso de estudio -

acuáticos. Estos impactos se deben fundamentalmente a procesos de desoxigenación e incremento de sólidos disueltos y a la entrada de metales ecotóxicos y de aguas con bajos valores de pH. Todos estos factores perturban las condiciones naturales de vida de las especies acuáticas, generando en ellas alteraciones y/o daños irremediables.

Impactos generados por el bombeo – Si el agua de mina que se está bombeando es de mala calidad, se producirán fenómenos de contaminación en las aguas superficiales y subterráneas en aquellos casos en los que se realicen descargas en el entorno natural, sin haber realizado previamente algún tipo de tratamiento.

La entrada de aguas de baja calidad en sistemas hídricos naturales puede provocar efectos negativos como desoxigenación, incremento de sólidos en suspensión, descenso del pH e introducción de metales tóxicos, etc.



2.3. LEGISLACIÓN APLICABLE

El progreso legislativo en cuanto a política de responsabilidad medioambiental en minería, ha sido en general muy lento. Sin embargo, el clima político cambió a nivel global en los años noventa, salvo en el caso de EEUU y Canadá donde el cambio es observable ya desde mediados de los 70. Esto fue consecuencia de una mayor atención de la conciencia pública sobre las consecuencias medioambientales, debido fundamentalmente a los numerosos incidentes de contaminación ocurridos durante esos años, como los tristemente famosos derrames producidos en las presas de Baia Mare (2000) y Aznalcóllar (1998). Este aumento en la conciencia pública medioambiental sirvió de incentivo para plantearse nuevas normas sobre responsabilidad medioambiental.

La primera vez que se menciona una ley de responsabilidad medioambiental en un instrumento legislativo de la Comisión Europea (CE), fue en 1984, en el Artículo 11(3) de la Directiva 84/631, según la cual el Consejo tenía la obligación de regular la responsabilidad de daños causados por residuos. Aunque esta obligación se comenzó a aplicar el 6 de Diciembre de 1984, el progreso legislativo tan sólo derivó en la corrección de una propuesta para una Directiva de Consejo sobre responsabilidad civil, para daños causados por residuos. La Directiva 84/631 fue remplazada por el Consejo de Regulación 259/93 sobre la supervisión y control de transporte de residuos dentro y fuera de la Comunidad Europea. Esta Regulación, sin embargo, no contempla un régimen de responsabilidad para los productores de los residuos; la responsabilidad está gobernada por los sistemas legales de los Estados Miembros.



En 1994 el Parlamento Europeo adoptó una resolución por la cual se llamaba a la Comisión a presentar una propuesta para una Directiva sobre responsabilidad civil por daños medioambientales. La Comisión tuvo hasta el 9 de Febrero de 2000 para publicar la versión final del Libro Blanco sobre Ley Medioambiental. Este Libro Blanco fue un paso importante para llevar a cabo la consecuente preparación legislativa.

La Comisión optó por un llamado régimen horizontal, en el cual se cubrían daños al medioambiente resultantes de actividades perjudiciales generales, en vez de normas específicas para cada sector. El documento contiene ya los elementos y principios más importantes de una Directiva horizontal de responsabilidad medioambiental.

El régimen descrito en el Libro Blanco tiene un carácter cerrado y está vinculado con la principal legislación medioambiental de la CE. Cubre dos áreas: daños causados por actividades que llevan un inherente riesgo de causar daño al medioambiente y que están sujetos a la ley de la CE; y daños a hábitat naturales protegidos por la ley Comunitaria.

Una estricta responsabilidad se aplica en el caso de daños originados por actividades inherentemente peligrosas y daños sobre la biodiversidad generados por una actividad no listada como peligrosa. Aquellos daños medioambientales que fueron causados en el pasado, se consideran hechos a tratar por los Estados Miembros.

En Enero de 2002, la Comisión Europea adoptó una propuesta para una Directiva sobre Responsabilidad Medioambiental. El borrador de la Directiva, marca el primer y más formal paso en el proceso legislativo, después de que la Comisión expidiera su Libro Blanco. El Libro Blanco



subrayó algunos de los principales elementos de un régimen efectivo y practicable sobre responsabilidad medioambiental en la UE, incluyendo daños a personas, contaminación de mercancías y suelos, y daños a la naturaleza. Sin embargo, lo más interesante es que el régimen de responsabilidad civil del Libro Blanco no está reflejado en la Propuesta del 2002. La actual propuesta destaca que *“esta Directiva no debería dar el derecho de indemnización a parte privadas”* relativas a todos los daños medioambientales; aunque eso deja sin tocar los derechos de recurso o contribución por parte de unos operadores contra otros contaminadores, en aquellas situaciones en las que los daños son causados por múltiples partes (Arts. 3(8) y 11(3)). Ello implica que sólo las autoridades públicas pueden realizar acciones contra dichos operarios. Con esto se evita que se utilice el papel de la responsabilidad civil como una herramienta de aplicación privada, por parte de sectores privados contra contaminadores y como un mecanismo para acceder a la justicia.

Esto resulta curioso por un conjunto de razones. Primero, el borrador de la Directiva fue propuesto mientras la CE ya había firmado la Convención de Aarhus y en la cual se sugirió exigir una acción privada disponible para los cuerpos no públicos que los asegurara conforme a la ley medioambiental, por otros cuerpos no públicos.

Segundo, la completa exclusión de las partes privadas a realizar demandas civiles, lo cual niega un compromiso existente entre la Comisión y el Parlamento Europeo sobre el cual, por ejemplo, un régimen general de responsabilidad debería cubrir daños causados por los OMG (**O**rganismos **M**odificados **G**enéticamente); aunque el Parlamento Europeo, está considerando numerosas enmiendas a la propuesta, la cual, si se acepta,



puede incluir acciones civiles por demandantes privados contra contaminadores.

Una de las razones que hicieron provocar este cambio de ley privada a pública, fue el evitar el mal uso de la ley. La protección medioambiental tiene sus orígenes en una ley privada donde son comunes acciones como agravios, entradas sin autorización en jurisdicciones, el abuso de derechos, etc. Todo esto cambió sustancialmente con el paso de ley privada a pública que tuvo lugar a partir de los años sesenta del siglo pasado.

Existe un marco legal con estándares y procedimientos que involucran controles por parte de las autoridades públicas tanto a nivel europeo como nacional; además, y efectuando un papel complementario, hay un régimen de responsabilidad civil autónomo para daños causados por productos defectuosos. Este enfoque fue también adoptado en el área de política de residuos con la Propuesta corregida de la Comisión de 1991 con la cual se confiere a los productores de residuos, la total responsabilidad sobre los daños provocados por éstos.

Las personas que están cubiertas por el proyecto de la Directiva son los “operadores”. El alcance de la Directiva se limita a daños ambientales restringidos, los cuales quedan contemplados en las tablas de la Directiva; los daños materiales tales como, daños corporales y pérdidas económicas sufridas por las partes privadas no están incluidas. Se obliga a los operadores a tomar acciones preventivas o remediadoras en los casos de daño ambiental. La determinación de qué acción debe ser tomada en cada caso, se trata detalladamente en el Anexo II del documento. La disposición central de la responsabilidad (Art. 8) estipula que los operadores correrán con los costes derivados de las acciones preventivas y remediadoras correspondientes.



La Directiva contempla dos tipos de responsabilidad del operador: la responsabilidad sobre daños ambientales causados por actividades peligrosas, y la responsabilidad de daños causados por actividades consideradas como no-peligrosas, sobre especies y hábitat naturales protegidos por la ley. La legislación permite a los operadores probar que no han sido negligentes; esto es un cambio importante con respecto a la propuesta de la Comisión original. Además, la defensa se aplica solamente a los costes de remediación y no a las medidas preventivas. La completa responsabilidad sigue recayendo sobre los costes de las medidas preventivas, incluso en los casos donde los daños han sido consecuencia de actividades permitidas.

La Directiva proporciona que los Estados miembros puedan permitir que los operadores no carguen con los costes de la remediación cuando se trate de una actividad o uso de un producto, en el cual el operador demuestre que según el conocimiento científico, el desarrollo de dicha actividad, no se consideraba que pudiera causar daño medioambiental alguno (Art. 8 (4) b).

El acceso a la justicia por lo tanto sigue estando restringido a los medios públicos; no se incluyen acciones directas contra operadores. Este acercamiento, por lo tanto, satisface solamente en parte los requisitos de la convención de Aarhus. En cuanto a seguridad financiera, se obliga a los Estados Miembros a animar su desarrollo; por el contrario, la seguridad financiera es obligatoria bajo la Directiva referente a los residuos procedentes de las explotaciones mineras.

El uso temporal de cualquier régimen de responsabilidad se debe ligar al tiempo en el que aparecen los daños, cuando fueron causados o a una



combinación de ambos. La Directiva propone que la transposición tenga lugar tres años después de la vigencia.

Cualquier daño a los recursos naturales que aparezca después de esa fecha causado por “una emisión, un acontecimiento o un incidente” ocurrido antes de la misma, no está cubierto por la Directiva (Art. 17). La Directiva no deja clara su aplicación con respecto a un daño ambiental derivado de una actividad minera producida una vez finalizada dicha actividad.

En 1998, junto con todos los Estados miembros, la Comunidad Europea firmó la convención de Aarhus. Hasta el 2002, sin embargo, no se ratificó ni se aprobó la convención. De los tres componentes principales de la convención -tener acceso a la información, a la participación pública en la toma de decisión y al acceso a la justicia- solamente los dos primeros han sido cubiertos completamente por la legislación comunitaria.

El tercer pilar de Aarhus -acceso a la justicia- no se limita al derecho público. Por el contrario, además de asegurar el acceso del público a los mecanismos legales, el acceso a las cortes debe estar disponible para combatir violaciones de la ley ambiental doméstica por personas privadas y autoridades públicas (Art. 9 (3)). La convención de Aarhus no hace no más que concretar, en el contexto de la ley ambiental, la obligación de que los estados proporcionen los remedios eficaces que se presentan en los artículos 6 y 13 de la convención europea de derechos humanos.

A la Directiva sobre residuos de explotación minera, de reciente publicación (*Mine Waste Directive* MWD, 2006/21/EC) y la Directiva de Responsabilidad Ambiental (*Environmental Liability Directive*, ELD,



2004/35/EC), se les une la Directiva Marco del Agua (*Water Framework Directive*, WFD o DMA, 2000/60/EC), la cual entra en vigor en el año 2000.

Estos tres instrumentos funcionan juntos y por separado dentro de la ley para proporcionar un nivel eficiente y coherente de la regulación de la contaminación del agua de mina. De forma resumida, se puede considerar que estos tres documentos de referencia en cuanto a la gestión de aguas de mina resultan de una integración de Directivas anteriores menos específica, y que aún se encuentran en vigor (*Waste Framework Directive* (75/442/EC), *Landfill Directive* (1999/31/EC), *Seveso II* (sobre prevención de accidentes, 96/82/EC) e *Integrated Pollution Prevention and Control Directive* (IRRC, 96/61/EC)).

Esencialmente la Directiva Marco del Agua hace a los Estados miembros responsables de un número de objetivos referentes a calidad del agua, mientras que la Directiva de Responsabilidad Ambiental se encargará de implantar acciones de remediación y prevención sobre los responsables de daños ambientales. Por su lado, la Directiva de Residuos procedente de la Explotación Minera propone ofertas y soluciones para resolver los inconvenientes generados por estas operaciones, aunque hace mención expresa a las aguas de mina en los Arts. 10 (sobre huecos de excavación) y 13 (sobre el deterioro del estado del agua).

La base de la Directiva Marco del Agua, es determinar organismos de cuenca para cada río de forma que los objetivos ambientales sean establecidos de forma específica para cada uno de ellos. Las principales metas que deben aplicar los organismos de cuenca son: regular la cantidad de agua utilizada y fijar objetivos de calidad; todas las masas de agua superficial deben alcanzar el buen estado en un máximo de 15 años después



de la fecha de la vigencia de la Directiva, de acuerdo con los requisitos impuestos en el Anexo V; en el caso del agua subterránea: deben prevenir y limitar la entrada de agentes contaminantes según lo precisado en los estándares elaborados en la Directiva. Los objetivos principales son prevenir el deterioro adicional de las aguas y promover un uso sostenible de la misma.

En lo que respecta a la contaminación, se tratan por separado las fuentes puntuales y difusas. El Artículo 11 (el 3) describe un amplio número de acciones que regulan la contaminación difusa.

Las aguas de la mina se encuentran legisladas en la DMA pero sólo se mencionan en el Artículo 1, donde se plantea la posibilidad de permitir la inyección de agua con determinadas sustancias en el agua subterránea, así como prohibir descargas directas en éstas.

Además, hay un anexo de la Directiva que enumera los agentes contaminadores específicos cuyas descargas no están permitidas.

El régimen de la responsabilidad contemplado en la propuesta de la Directiva de Responsabilidad Ambiental no se ocupa de las acciones de personas (legales) privadas contra todos los operadores; los únicos demandantes considerados por la Directiva son las autoridades públicas que buscan la recuperación de los costes correspondientes a las medidas preventivas o remediadoras. El régimen está pensado para actuar más bien como complemento de otras herramientas de la legislación y de la política. Sin embargo, hay un acoplamiento entre las normas de la responsabilidad y el marco regulador de las actividades que cubre. En la propuesta de junio de 2003, se incluye una opción para que los Estados miembros excluyan la



UTILIZACIÓN DE SISTEMAS PASIVOS PARA MEJORAR LA CALIDAD
DE LAS AGUAS EN LAGOS MINEROS

- Aplicación a un caso de estudio -

responsabilidad en los casos en los que daños son consecuencia de actividades permitidas o daños no previstos por los conocimientos científicos y técnicos que existían en el momento en el que comenzó la emisión.

Con respecto a las aguas de la mina, hay un par de puntos destacables en la Directiva de Residuos de Mina (Directiva 1999/31/EC). En primer lugar, el artículo 10 hace referencia a la prevención de la contaminación del agua y del suelo de los huecos de mina. Esto obliga a los Estados Miembros a prevenir la contaminación de las aguas superficiales y subterráneas de acuerdo con el artículo 13, por el cual se dice que los Estados Miembros deben llevar a cabo la eliminación de los residuos extraídos, de forma sólida, líquida o en forma de lodos, dentro de cuerpos acondicionados para ello por el propio operador y conforme a los requisitos que propone la Directiva.

En general se puede afirmar que la Directiva Marco del Agua es la parte legislativa más relevante que regula la contaminación provocada por agua de mina.



3. LOS LAGOS DE MINA

3.1. GENERALIDADES

Los lagos de mina se forman cuando las operaciones de minería a cielo abierto son abandonadas y sus huecos se rellenan con agua (Fig. 4), procedente sobre todo de aguas subterráneas y de escorrentía de las cuencas adyacentes.



Figura 4. Lago de mina (Berkeley pit lake)

Durante la primera mitad del siglo XX, la mayoría de los lagos mineros en América del norte surgieron como resultado de la minería de carbón. Con la aparición de las excavadoras a vapor en 1911, la minería a cielo abierto se convirtió en la principal opción para explotar carbón en los Estados Unidos. El auge en esta actividad dejó cientos de lagos mineros en zonas como los Apalaches y el Medio Oeste.



En EE.UU la formación de lagos originados en minas de carbón ha decrecido enormemente desde la imposición en 1977 de la *Ley de Control y Recuperación de la Minería a Cielo Abierto* (Surface Mining Control and Reclamation Act of 1977)¹. Sin embargo, en otros lugares del mundo están totalmente permitidos e incluso se consideran deseables. Esto ocurre por ejemplo en Canadá (Sumer *et al.*, 1995) y Alemania (Bilkenroth, 1993) donde los lagos se han construido con fines recreativos y como lugares para albergar vida acuática.

Pero no solo existen lagos mineros derivados de la minería de carbón. Existe un gran número de ellos formados como resultado de la minería de metales preciosos, o de otros metales como hierro, aluminio, uranio, etc.

Excepto en zonas áridas, se espera que multitud de minas explotadas a cielo abierto desarrollen lagos mineros cuando cesen sus operaciones. Dada la cantidad de lagos que se formarán por todo el mundo durante la próxima década y el elevado volumen de agua que ellos contendrán, estudios sobre la calidad del agua están siendo y serán de capital importancia, especialmente en áreas con problemas de escasez de agua.

Como ya se sabe, los lagos mineros presentan una diferencia importante con respecto a los lagos naturales: su profundidad. Ésta puede alcanzar varios órdenes de magnitud más que la de los naturales. Este hecho hace que en muchos casos sufran procesos de estratificación y que sus características químicas varíen verticalmente. Por ejemplo, el total de sólidos disueltos y la conductividad, son parámetros que se incrementan con la

¹ Esta ley establece un programa para regular la minería de carbón superficial y la recuperación de sus actividades. Establece obligaciones para dichas actividades producidas sobre tierras estatales y federales, incluyendo un requisito relacionado con la minimización de impactos adversos sobre la fauna y la flora. La ley crea un Fondo de Recuperación de Minas Abandonadas para la recuperación y restauración de terrenos y fuentes de agua afectadas por la práctica de la minería de carbón.



profundidad. El hipolimnion (sustrato inferior) tiende a consumir el oxígeno disuelto en presencia de materia orgánica. La existencia de esta capa prácticamente anóxica, tiene efectos importantes sobre las características químicas y biológicas, así como sobre su potencial de remediación.

Las características químicas que los lagos de mina presentan dependen en general de la composición de las aguas subterráneas locales, la composición de las rocas que lo albergan, la química de la zona vadosa circundante y la calidad y cantidad de la escorrentía de la cuenca (Plumlee *et al.*, 1992; Davis *et al.*, 1993; Bird *et al.*, 1994). Las rocas que durante el desagüe de la corta estaban expuestas a condiciones oxidantes, al ser inundadas, sufren una serie de reacciones que influirán en gran medida en su futuro carácter ácido, así como otra serie de reacciones que serán explicadas a lo largo de este trabajo.

Pero a pesar de que son los lagos con aguas ácidas los que prevalecen, también hay documentados casos de lagos con aguas neutras (China Clay pit, Cornwall, Inglaterra) o incluso alcalinas (Ballygowan mine, Irlanda). Si el lago está en contacto con una fuente de carbonatos, esta puede neutralizar parte o toda la acidez producida por oxidación de la pirita y otros minerales. Si el carbonato presente es suficiente para neutralizar toda la acidez producida por oxidación, las aguas del lago se volverán neutras o incluso alcalinas (Macdonald *et al.*, 1994; Miller *et al.*, 1996). Incluso es posible que las aguas de un lago minero en una roca encajante que contenga una cantidad limitada de minerales carbonatados, permanezcan neutras hasta que el carbonato sea consumido; entonces, las aguas irán volviéndose gradualmente ácidas como consecuencia de los procesos de oxidación de la pirita y de otros sulfuros.



En estos lagos en los que las aguas son muy próximas a neutras, el ión bicarbonato es la especie que más influye sobre el pH del agua. En algunos casos, la hidrólisis de metales de transición como el Fe^{2+} , Cu y Zn pueden servir de amortiguadores para mantener el pH en valores neutros (Nordstrom y Alpers, 1997). En los lagos ácidos, el principal sistema tampón es el del aluminio hidratado, que mantiene el pH por debajo de 4,5. Ya a valores de pH muy bajos, (≤ 2), el ión Fe^{3+} y el ión bisulfato se presentan como amortiguadores de pH importantes. Lagos mineros con pH comprendido entre 4,5 y 6 no son frecuentes, puesto que no hay sistemas tampón que sean efectivos en esos rangos.

No solo el valor de la acidez supone problemas de calidad en sus aguas; los sulfatos, metales disueltos y metaloides también pueden constituir un serio problema incluso en lagos con aguas alcalinas. De hecho, las concentraciones de todos estos elementos están reguladas por la ley (R. D. 849/1986 del 11 de Abril de la legislación española) y no deben ser excedidas si su finalidad es ser vertidas al medio natural.

También existen casos de lagos de mina con buena calidad de agua cuya razón suele derivarse de la disponibilidad de sulfuros minerales y/o de la cantidad adecuada de carbonatos presentes en la roca encajante. Es el caso de unos lagos procedentes de minería de carbón en Illinois, algunos de los cuales utilizaron sus aguas para abastecimiento. Su buena calidad se debía a que las rocas de sus muros y los recubrimientos de su alrededor están constituidos por calizas.

En unos pocos casos, lagos en los que las aguas eran inicialmente ácidas, éstas han sido neutralizadas por procesos naturales. Campbell y Lind (1969) investigaron en cinco lagos de minas de carbón en Missouri. En tres de ellos,



las aguas permanecieron ácidas durante 40 años después del cese de la mina, mientras que en los otros dos habían permanecido ácidas solamente hasta 15 años después del cierre. Esto se debió a que el primero recibía drenajes procedentes de la escombrera y apenas tenía vegetación a su alrededor. El último recibía drenajes procedentes de áreas forestales y granjas. Es por esto que Castro y Moore en 1999 sugirieron que en ausencia de continuas entradas de aguas ácidas, los lagos ácidos pueden llegar a alcanzar un estado neutro.

En general, que un lago minero presente buena calidad del agua dependerá de alguna de las siguientes condiciones: baja disponibilidad de pirita, altas concentraciones de carbonatos y/o frecuencia de entradas de materia orgánica y nutrientes inorgánicos.

En cuanto a los procesos de remediación natural de estos lagos ácidos, ha sido debida frecuentemente a la acción de distintos tipos de bacterias reductoras de sulfatos (SRB, *Sulfate Reducing Bacteria*). Éstas son capaces de reducir los sulfatos a sulfuros haciendo descender las concentraciones de los primeros (Barton y Tomei, 1995; Tate, 1995), y si hay suficiente sulfato reducido en el sistema, los sulfuros conseguirán precipitar.

Las bacterias reductoras de sulfatos más conocidas son *Desulfovibrio*, *Desulfotomaculum* y *Desulfomonas*. Además se han descubierto otras capaces de oxidar gran variedad de compuestos orgánicos.

Ya en 1996 Tuttle y otros (1969b), sugirieron la remediación de cuerpos de agua afectados por drenajes ácidos mediante la promoción de la actividad de SRB. Esto fue exitosamente demostrado en numerosos experimentos de campo realizados en un pequeño cauce de Ohio durante un año (Tuttle *et al.*, 1969a). En 1973 Decker y King demostraron a escala de laboratorio la



capacidad de neutralización de estas bacterias. Desde este momento y hasta la actualidad, son numerosos los estudios que dejan de manifiesto la aplicación de SRB en el tratamiento de las aguas ácidas de mina (Wakao *et al.*, 1979; Hammack y Edenborn 1992; Dvorak *et al.*, 1992; Béchard *et al.*, 1993; Hard *et al.*, 1996; Castro *et al.*, 1999).

Si en el lago de mina se establecen las condiciones requeridas por las SRB, entonces es posible mantener una buena calidad de las aguas a medio e incluso a largo plazo.

Algunos investigadores han basado sus estudios sobre el tratamiento de las aguas ácidas, en la simple neutralización de las mismas por adición de bases. Fisher y Guderitz (1996) defendieron la aplicación de caliza, sosa cáustica y otros materiales alcalinos a las aguas de drenaje procedentes de minas de lignitos en Alemania, para ajustar el pH y hacer precipitar el Fe. Sin embargo estos métodos no sirven para eliminar el problema de las altas concentraciones de sulfatos.

Para que los métodos que utilizan la reducción bacteriana de sulfatos sean eficaces, se deben mantener dentro del lago unas condiciones anóxicas, bajo las cuales el sulfuro será la especie dominante. Éstas pueden ser establecidas mediante la adición de materiales orgánicos. Una cantidad sustancial de materia orgánica debe ser añadida con el fin de consumir todo el oxígeno disuelto y otras especies oxidantes.

Son numerosas las experiencias realizadas en campo y laboratorio en las que se han utilizado diferentes tipos de materia orgánica, dando mejores o peores resultados en función de la materia utilizada (compost de hongos en Dvorak *et al.*, 1992; heno y paja en Béchard *et al.*, 1993; lodos residuales en



Decaer y King, 1973; piel de patatas en Castro, 1999), pero poniendo de manifiesto todas ellas la eficacia del método.

Cuando todo el oxígeno disuelto es consumido, las bacterias anaerobias comienzan a usar otros aceptores de electrones: manganeso, nitratos, nitritos, hierro y sulfatos. Todas estas reacciones consumen acidez. Debido a las altas concentraciones de Fe presentes en la mayoría de las rocas y sedimentos, la reducción de este elemento es generalmente la que más acidez elimina.

En la actualidad, son numerosas las medidas que proponen la restauración de las aguas de los lagos mineros como: la estratificación inducida, la inundación rápida controlada, el relleno con residuos,... Todo ellos serán descritos en detalle a lo largo de este trabajo.

Otra forma de evitar la formación de aguas ácidas es mediante métodos de prevención. Las medidas preventivas son además menos caras que los posteriores procesos de remediación. Cubrir las escombreras, balsas de lodos y otros residuos mineros con un sustrato vegetal, es un buen primer paso para evitar que se generen drenajes ácidos en el entorno minero (Rosso, 1977). Desviar correctamente los flujos de agua lejos de las escombreras, aislar residuos reactivos en zonas que posteriormente se impermeabilizarán, etc. Todas ellas son propuestas que harían decrecer sustancialmente la aparición de efluentes ácidos hacia los lagos de mina evitándose problemas de calidad.



3.2. PROCESOS QUE TIENEN LUGAR DURANTE LA FORMACIÓN DE LOS LAGOS MINEROS.

Durante las fases de actividad minera, el agua es controlada a través de una red perimetral o interna de bombeo; de esta forma se mantienen los niveles de agua por debajo de la cota a la que se está llevando a cabo la excavación y se evitan inundaciones en el hueco minero. Una vez que las excavaciones han terminado y cesa el bombeo, los sistemas de aguas subterráneas tienden a recuperar su nivel de base natural, produciéndose así una elevación en el nivel piezométrico de los mismos. Esta recuperación permite que las aguas hasta entonces bombeadas rellenen el hueco dejado por las labores de minería a cielo abierto, constituyendo de esta forma los llamados "Lagos de Mina".

Los lagos de mina se formarán a consecuencia de la entrada no sólo de las aguas subterráneas, si no también de aguas superficiales de escorrentía procedentes de las cuencas adyacentes y de la precipitación directa sobre el lago.

A medida que la lámina de agua tiende a recuperarse, irá poniéndose en contacto con las rocas que constituyen los taludes. Estas rocas hasta este momento, se encontraban expuestas a las condiciones ambientales (condiciones oxidantes), sufriendo meteorización y procesos de alteración los minerales constituyentes de las rocas, inestables en esas condiciones (fundamentalmente los sulfuros). Este contacto agua-roca permitirá todo un conjunto de reacciones químicas descritas anteriormente que tienden a aumentar la acidez y las concentraciones de elementos disueltos. De esta forma, si no se aplican las medidas adecuadas durante la formación de los



UTILIZACIÓN DE SISTEMAS PASIVOS PARA MEJORAR LA CALIDAD
DE LAS AGUAS EN LAGOS MINEROS

- Aplicación a un caso de estudio -

lagos mineros, éstos se pueden convertir en posibles focos de contaminación de áreas adyacentes.

A pesar de que muchos de éstos presentan aguas ácidas como ya se ha dicho, hay evidencias de lagos de aguas neutras y de aguas alcalinas (casos ya citados: Ballygowan y China clay pits) e incluso lagos que han cambiado de uno a otro tipo con el tiempo (Ruth Pit y SCP, Nevada) (Bowell, 2006).

Las variaciones desarrolladas en las aguas presentes, viene condicionada fundamentalmente por el tipo de aportes que recibe y sobre todo por la naturaleza de las rocas con las que se encuentra en contacto.

En la Figura 5 se pueden ver las diferentes etapas que se suceden en el proceso de formación de los lagos de mina, desde que comienza la actividad minera hasta su fin:



UTILIZACIÓN DE SISTEMAS PASIVOS PARA MEJORAR LA CALIDAD
DE LAS AGUAS EN LAGOS MINEROS

- Aplicación a un caso de estudio -

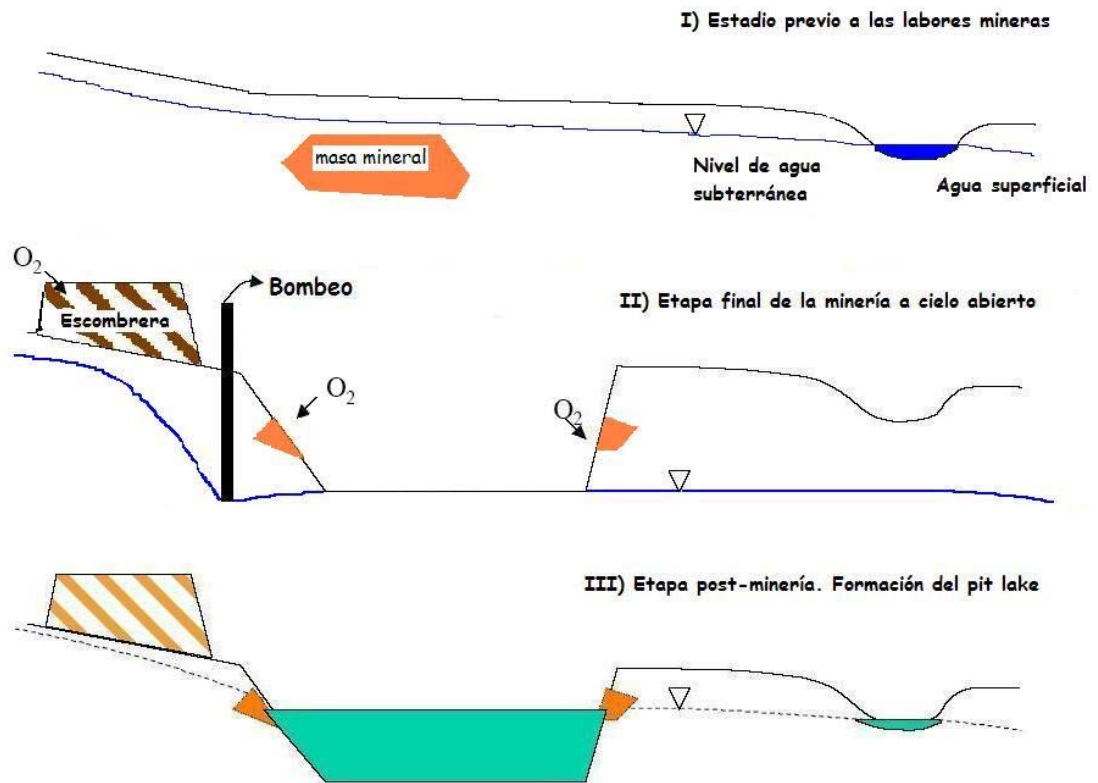


Figura 5: Etapas de formación de los lagos de mina.

Los lagos mineros una vez formados, se convierten en complicados sistemas que interaccionan con el entorno. Se van a seguir sucediendo en ellos una serie de procesos y reacciones que afectan al quimismo de sus aguas.



3.3. PROCESOS QUE TIENEN LUGAR EN LOS LAGOS DE MINA UNA VEZ FORMADOS

Los lagos de mina pueden asemejarse en cierta medida a los lagos naturales, destacando su profundidad como la diferencia más notoria entre ambos tipos.

Uno de los procesos más significativos que suelen sufrir estos lagos, es el de estratificación. Sobre todo se da en lagos de climas templados y se caracteriza por la presencia de tres zonas claramente diferenciadas (Fig.6).

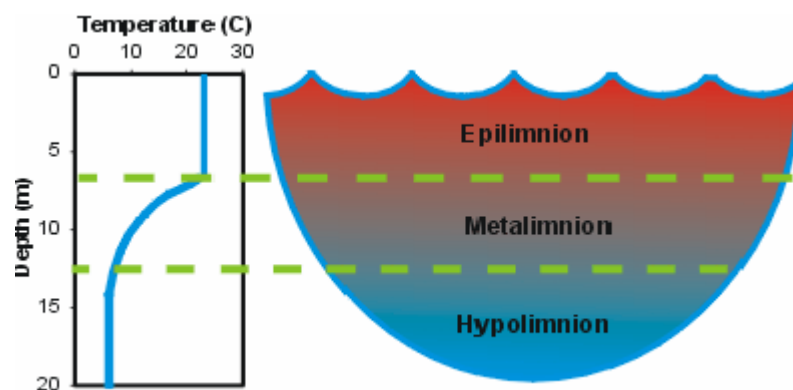


Figura 6. Esquema de un lago estratificado.

El *Epilimnion*, es la capa más superior. Se encuentra en contacto directo con las condiciones ambientales, lo cual hace que generalmente se encuentre sobresaturada en oxígeno y alcance mayores temperaturas que las demás. Es la capa de menor densidad y en ella los procesos de mezcla son habituales.

El *Metalimnion* es la capa más estable. En ella se sitúa la termoclina, que es una zona central que separa las dos capas de agua diferenciadas entre sí por su marcado contraste de temperaturas.

EL *Hypolimnion* o capa inferior, se caracteriza por presentar temperaturas bajas pero homogéneas. Su densidad es mayor.



El fenómeno de estratificación es más propio de lagos de cierta entidad. En general, en lagos pequeños, este fenómeno raras veces se produce.

A medida que el lago va completando su llenado así como una vez que finaliza el mismo, van a tener lugar dentro de él los siguientes procesos:

Fenómenos de mezcla - Es frecuente que en estos lagos profundos, se produzcan ciclos estacionales que alteran la estratificación de las aguas.

Durante el verano, las aguas de las capas superiores se calientan más que las del fondo lo que da origen a que se produzca circulación por convección en las aguas superficiales que no se mezclan, sin llegar a mezclarse con las del fondo.

En el otoño, la temperatura baja en el epilimnio hasta igualar la del hipolimnio; esto provoca la circulación total de las aguas del lago, produciendo la mezcla de las aguas superficiales y profundas (Fig. 7). Durante el invierno, si las aguas de la superficie llegan a congelarse se produce de nuevo una estratificación, debido a que las aguas del fondo permanecen a una mayor temperatura, generándose así un periodo sin mezclas.

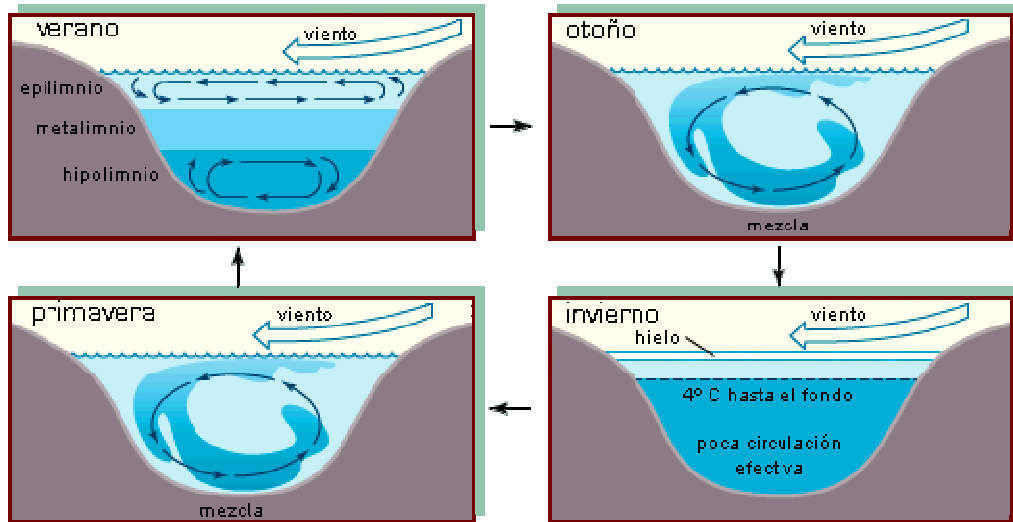


Figura 7. Ciclos estacionales que afectan a los lagos.

Estos fenómenos, suponen modificaciones en las características químicas del lago, puesto que los periodos de mezcla permitirán la entrada de ciertas cantidades de oxígeno hacia las zonas profundas, favoreciendo fenómenos de oxidación de los metales más susceptibles. También se producirán intercambios y movimientos de otras sustancias, como nutrientes que normalmente ocupan las zonas más bajas.

Procesos cíclicos en el Fe - Uno de los metales que con más frecuencia se presentan en las aguas de lagos procedentes de minería de carbón, es el hierro. Este elemento presenta cierta facilidad para sufrir procesos de oxidación y precipitación. Dicho fenómeno tendrá lugar con frecuencia en la capa más oxigenada del lago (Epilimnion) produciéndose la oxidación del Fe^{2+} a Fe^{3+} (Fig. 8). Este último precipitará y pasará a ocupar las capas más profundas, con carácter anóxico, pudiendo entonces ser reducido de nuevo.



Además este proceso, estará influenciado en gran medida por los fenómenos estacionales mencionados en el subapartado anterior.

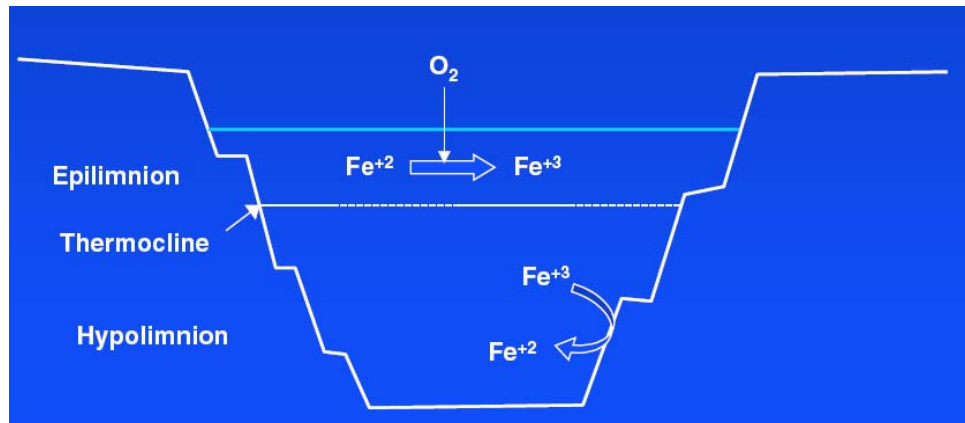


Figura 8. Ciclo oxidación-precipitación del Fe en lagos.

Interacciones agua-roca - Las aguas del lago van a ocupar el hueco de la corta, quedando en contacto directo durante largos periodos de tiempo con las paredes y el suelo de la misma. La mineralogía presente en los materiales que constituyen el hueco, a medida que van entrando en contacto con las aguas controlará de forma importante la evolución química de las aguas del lago.

Por ejemplo, como ya se ha comentado, rocas que contienen sulfuros de Fe (principalmente pirita o marcasita) ofrecen la posibilidad de generar aguas ácidas con altos contenidos en sulfatos y metales disueltos.

Si las rocas asociadas tienen carácter alcalino, pueden llegar a inducir con el paso del tiempo, cierta alcalinidad a las aguas que inicialmente eran ácidas.



Evapoconcentración - es usual que el lago sufra procesos de evaporación en las partes más superficiales durante los periodos cálidos. A consecuencia de esto, los metales disueltos en el mismo pueden llegar al punto de saturación con lo que podrán precipitar y se acumularán en el fondo.

Adsorción - es un proceso por el cual átomos, iones o moléculas son atrapadas o retenidas en la superficie de un material formando una especie de películas sobre éstas.

Si la adsorción tiene lugar por un sustrato orgánico rico, se produce un intercambio de iones reversible. Este proceso aumenta significativamente el tiempo de permanencia, permitiendo que otros procesos conviertan los iones de metal disueltos en formas insolubles (sedimentos).

También se puede producir adsorción de metales por hidróxidos férricos. Los hidróxidos de hierro y aluminio forman cuerpos sólidos esponjosos, cuya superficie funciona como un ácido débil que atrae los iones hidróxido creando una superficie negativamente cargada, la cual atrae los iones de metal positivamente cargados. Para que esto ocurra, el pH de la solución debe estar entre 6,5 a 8,5 (Schrauf y Smith, 2005). Esto ayudará a la coagulación del material suspendido y a la eliminación de contaminantes metálicos en forma iónica.

En ocasiones la adsorción tiene lugar en plantas, aunque la acumulación en estos casos es bastante menor. Los sistemas de raíces crean microambientes que promueven los procesos de reducción y oxidación. Por otro lado, las plantas proporcionan una buena fuente de biomasa que favorecen procesos microbianos y de adsorción de metales.



Con el siguiente esquema (Fig. 9) se pretende resumir todo el conjunto de procesos e interacciones que han sido descritos hasta ahora:

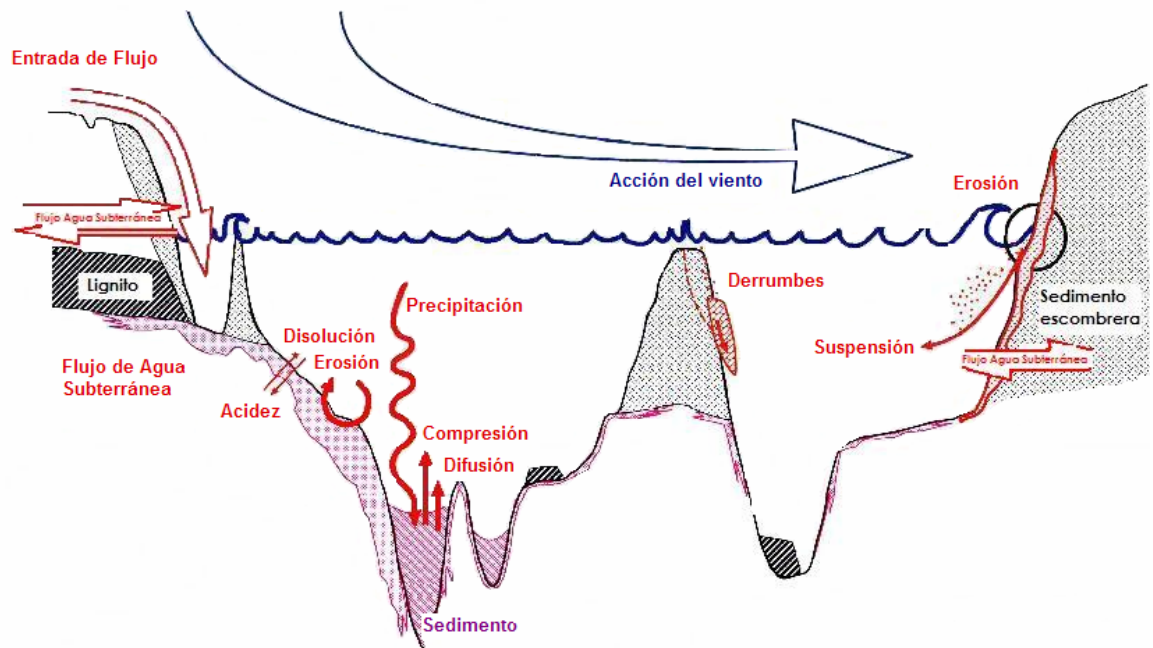


Figura 9. Conjunto de procesos que pueden ocurrir en un lago minero (Kringel *et al*, 2000).



3.4. EVOLUCIÓN DE SUS AGUAS

Con el paso del tiempo, las características geoquímicas de las aguas del lago minero pueden evolucionar como consecuencia de una gran variedad de factores.

Son varios los autores que han centrado sus estudios en investigar esta evolución, así como sus características limnológicas y geoquímicas (Castendyk y Jewell, 2002; Klapper y Geller, 2001; Shevenell, 2000b; Tassé, 2003). Es el caso del lago Berkeley (en Butte, Montana), quizás el lago de mina más estudiado que existe. En él se están llevando a cabo numerosos estudios desde el año 1983 en el que comenzó su inundación (Davis y Ashenburg, 1989; Jonas, 2000; Pellicori *et al*, 2005; Robins *et al*, 1997) todos ellos centrados en la recolección de datos a lo largo de diferentes periodos de tiempo y distintos estadios de la vida del lago. Con ello se están alcanzando conocimientos determinantes en cuanto a la química del agua y la influencia que su estructura interna posee sobre ella; así como sobre los mecanismos de degradación que sufren las aguas según van evolucionando.

Gracias a los conocimientos proporcionados por estas investigaciones, se han diseñado numerosos modelos para predecir la calidad de los futuros lagos de mina (Kempton *et al.*, 2000; Lewis, 1999; Morin y Hutt, 2001; Shevenell, 2000 a; Tempel *et al.*, 2000).

Aunque como ya se comentó con anterioridad, se podría generalizar que estos lagos presentan elevadas concentraciones de metales y altas tasas de acidez. Y en particular, los lagos originados en minas de carbón suelen tener aguas ácidas y con altas concentraciones de sulfatos y metales tóxicos



(Bachmann *et al.*, 2001; Davis y Ashenberg, 1989; Levy *et al.*, 1997; Miller *et al.*, 1996).

La evolución de los lagos de minas está fuertemente condicionada por factores que controlan sobre todo la naturaleza química de sus aguas. Los factores más importantes se describen a continuación:

Factores Mineralógicos - Como se expuso anteriormente, la química de las aguas está muy influenciada por la mineralogía de la roca encajante. Para que esta influencia se haga notoria, es necesario que el tiempo de residencia o de contacto entre las aguas y la roca sea elevado, como es el caso de los lagos de mina, de forma que los procesos que provocan el intercambio de metales y el resto de reacciones puedan completarse.

Así, rocas de carácter ácido podrán inducirle a las aguas esta misma condición, lo cual provocará un empeoramiento en la calidad de las mismas. En cambio, si las rocas con las que están en contacto tienen potencial para neutralizar acidez (como las calizas), las aguas del lago podrían llegar a mejorar su calidad debido a la capacidad de neutralización que estas rocas poseen.

Factores Hidrológicos - los lagos de mina están formados por aguas de naturaleza diversa (infiltración de aguas subterráneas, escorrentía, precipitación directa, aguas de escorrentía, etc). Por tanto, la composición del lago será una combinación de los flujos y la química que éstos presentan, así como de los procesos que en su interior tengan lugar. Entradas puntuales de agua con baja calidad, pueden contribuir al empeoramiento de la calidad de



las aguas que inicialmente ocupaban el hueco minero, del mismo modo, que grandes entradas de aguas “limpias” podrían favorecer la mejora de su calidad mediante fenómenos como la dilución.

Factores Limnológicos - han sido descritos con más detalle en el capítulo anterior. Se trata de factores como la acción del viento, la latitud, la penetración de la luz, la morfología del lago y los sistemas de flujo. Todo ellos afectan, en mayor o menor medida, a la química y evolución del lago.

Por ejemplo, la morfología del lago puede determinar si existirá circulación dentro del mismo (Wetzel, 1983). Este factor va a condicionar los cambios en la saturación de oxígeno a lo largo de la columna de agua, que contribuirá a que metales sensibles a las condiciones redox (como Fe y Mn), varíen sus concentraciones. Todo esto puede acarrear subsecuentemente cambios en las concentraciones de otros elementos.

Cada lago de mina presentará unas determinadas condiciones ambientales así como sus propios y numerosos procesos que pueden hacerlo evolucionar de maneras muy dispares.

Pero en general, no es difícil predecir su evolución conociendo el tipo de roca en la que se alberga y la mineralogía presente en el entorno. En la actualidad, existen numerosos programas informáticos (PHREEQC, WATEQ, MINSOLV, MINTEQ, GWB o PHAST, entre otros) que predicen la geoquímica de estos lagos y ayudan a elegir el método más adecuado para el tratamiento de sus aguas. El tratamiento informático de los datos tomados en nuestra zona de estudio, se llevó a cabo con el programa PHREEQC versión 2.2.



4. ALTERNATIVAS PARA UNA BUENA GESTIÓN DE LAS AGUAS DEL LAGO

En este apartado se describen un conjunto de alternativas que pueden ayudar a mejorar la calidad de las aguas de los lagos de mina. Actualmente muchas de ellas están puestas en marcha en diferentes puntos del mundo corroborando su eficacia en cada caso. La mayoría de estas actuaciones tendrían lugar una vez se ha completado el llenado del lago y se ha observado que sus aguas no presentan la calidad adecuada, pero algunas de ellas son válidas para actuar con anterioridad a esta etapa, con el fin de evitar o reducir un posible estado de mala calidad de las aguas.

NEUTRALIZACIÓN QUÍMICA - En algunos casos, la simple adición de materiales alcalinos (cal, sosa,..) proporciona buenos resultados para mejorar la calidad de las aguas (Lewis *et al.*, 2003). Sin embargo, cuando la variedad de efluentes es grande, como ocurre en la mayoría de las minas, ésta no es una solución óptima.

El método consiste en añadir un material con alta capacidad neutralizante durante o posteriormente al relleno del lago. De esta forma el pH se eleva y los metales disueltos precipitan, al reducirse su solubilidad. No es eficaz para eliminar metales traza cuando la neutralización se alcanza después de que se complete el llenado.

Una medida correctiva bastante empleada, es la neutralización realizada directamente en los propios canales perimetrales. De esta forma se intenta aumentar el pH de las aguas antes de que sean vertidas al lago o al cauce



correspondiente, permitiendo sobre todo que lagos ya formados, no sigan recibiendo aportes de aguas ácidas que empeoren su calidad con el tiempo.

Inconvenientes: Es complicado establecer la dosis de material alcalino necesario, debido a que las interacciones entre el agua y el sedimento son difíciles de predecir; se trata de una medida costosa y la duración de su eficacia es indeterminada, puesto que es frecuente que el material alcalino termine rodeado en su superficie de sólidos precipitados a partir de los iones disueltos en las aguas, al verse incrementado su pH, fenómeno que reduce su eficacia (impidiendo su disolución y/o restando permeabilidad al sistema) y por eso debe ser sustituido cada cierto tiempo. Además no es efectivo si los aportes de aguas ácidas persisten en el tiempo.

Ventajas: es útil en sistemas de drenajes de flujos rápidos y poca entidad; su utilidad aumenta considerablemente si forman parte de algún otro tipo de sistema de tratamiento, a modo de complemento o refuerzo.

NEUTRALIZACIÓN BASADA EN LA REDUCCIÓN DE SULFATOS- se basa en la reducción microbiana del ión férrico y el ión sulfato, mediante la adición de material orgánico.

Inconvenientes: existe riesgo de re-oxidación de las capas de sedimento reducidas, y no existen estudios satisfactorios que demuestren su eficacia para el tratamiento completo de lagos

Ventajas: es un método eficaz para transformar los sulfatos en sulfuros metálicos que consumen iones H^+ del sistema, favoreciendo así el incremento del pH del mismo., generalmente a partir del ión bicarbonato.



ESTRATIFICACIÓN INDUCIDA - Este método también conocido como formación de “meromixis”, consiste en la exclusión de una parte de la lámina de agua, de la acción de los procesos de mezcla (Fig. 10), esto induce tasas de intercambio extremadamente bajas entre la parte superior que periódicamente es mezclada (mixolimnion) y la parte baja estacional (monimolimnion). Mediante la sedimentación se produce el paso de sustancias desde las partes superiores a las profundas. De esta forma, el fondo se convierte en un lugar de acumulación dentro del lago.

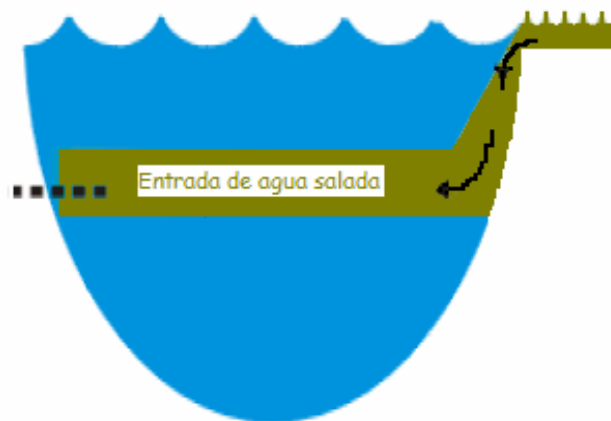


Figura 10. Proceso de estratificación inducida.

Fisher (2002) puso en práctica este método rellenando un hueco minero en Vancouver con agua del océano más cercano. El agua dulce fue usada para formar una capa de menor densidad situada por encima de la capa de agua salada introducida. De esta forma, se mantiene continuamente estratificado. Los drenajes ácidos de la mina, fueron recogidos e introducidos en la parte baja del lago para minimizar el contacto con el oxígeno. Así, por un lado se previene la formación adicional de acidez producto de los fenómenos de oxidación, y por otro lado se favorece la reducción de sulfatos.



Inconvenientes: la puesta en marcha de este tratamiento está limitada a la disposición de grandes cantidades de aguas salinas cercanas. Es difícil mantener permanentemente la estratificación, y además existe la posibilidad de que se generen fenómenos de intrusión salina en los sistemas de agua subterránea.

Ventajas: existen evidencias de buenos resultados, como los realizados en el lago minero de Island Copper Mine (Vancouver Island).

INTRODUCCIÓN DE AGUA DE RÍO - Otra posibilidad para evitar la formación de aguas ácidas, es limitar la entrada de O_2 en el medio mediante la entrada de un flujo de agua dulce (Fig. 11). La velocidad de difusión del O_2 en el agua, es cuatro órdenes de magnitud más bajo que en el aire, por eso, cubrir los materiales de forma rápida con una lámina de agua, reduce la cantidad de O_2 a la cual estarían expuestos los materiales. Cuanto mayor sea la velocidad con la que se introduce el agua, menos posibilidades existen de que se generen procesos de oxidación en la roca.

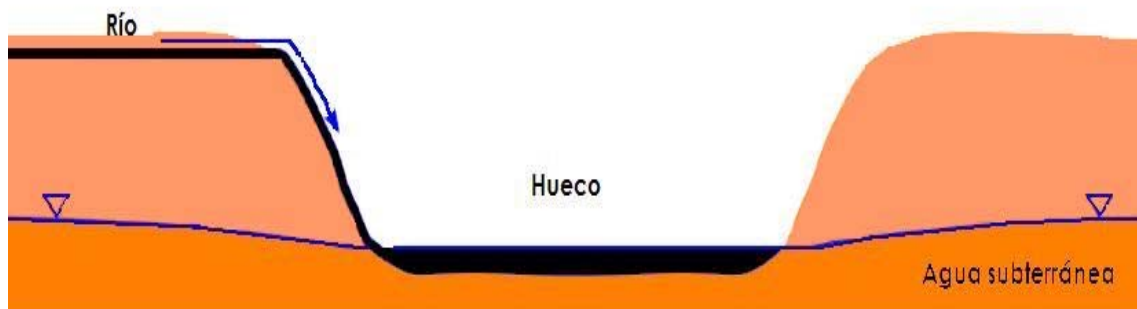


Figura 11. Esquema representativo de la introducción de agua de río (Schultze, 2006)



Inconvenientes: debe disponerse de la cantidad de agua necesaria para ser suministrada al lago y existe riesgo de que se generen problemas de calidad de agua, si se devuelven al río aguas que pudieran aún estar contaminadas, tras su paso por el interior del lago.

Esta actuación puede también plantear problemas de estabilidad de las paredes del lago como consecuencia de los procesos de fluctuación del nivel del agua. Además, en aguas poco profundas el viento puede provocar turbulencias, lo cual eleva el suministro de O₂ y permite los procesos de oxidación de sulfuros.

Ventajas: Este método se ha llevado a cabo en lagos de Alemania (Schultze *et al*, 2006) donde se han alcanzado muy buenos resultados, convirtiéndolo para los expertos, en una de las alternativas de prevención más eficiente en la actualidad.

RELLENO CON RESIDUOS - Existen medidas que proponen utilizar los lagos mineros como contenedores para depositar residuos de diferentes procedencias.

Klapper y Geller en 2001, sugirieron la acumulación de residuos de mina en el interior de los lagos, apoyándose en las propiedades limnológicas de los mismos.

De esta forma, los residuos se acumulan en el fondo, en condiciones anóxicas, quedando así exentos de procesos de oxidación de metales (Fig. 12).

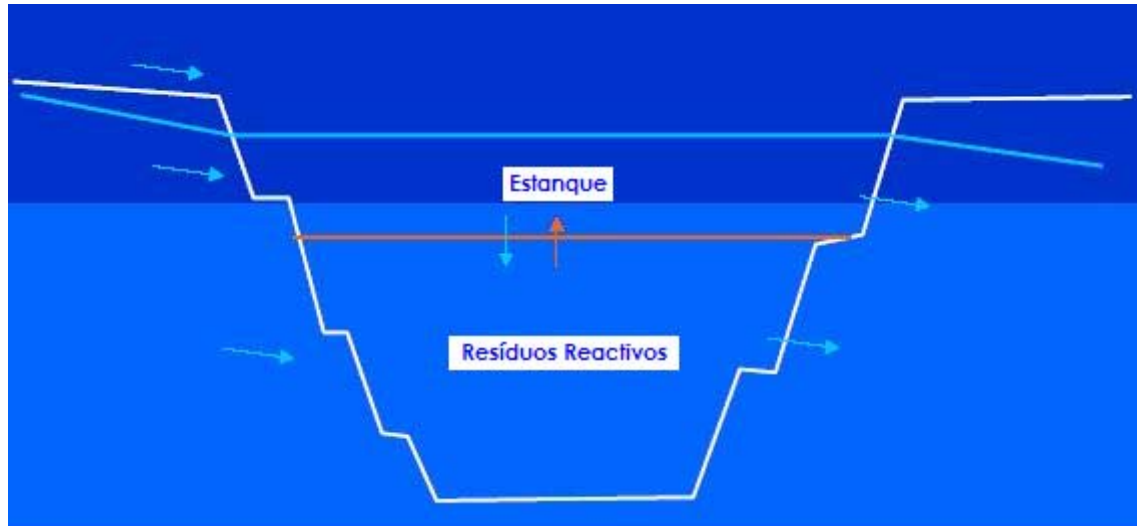


Figura 12. Esquema de utilización del lago como contenedor de residuos (Jonas, 2002).

Existen varias modalidades para llevar a cabo esta práctica:

- Mantener los residuos siempre por debajo de la lámina de agua.
- Disponer los residuos por debajo del nivel del agua y situar un relleno limpio por encima de éste.
- Colocar el relleno limpio en la parte inferior del lago, el agua y los residuos se situarían por encima. Finalmente el hueco se tapa con una cubierta aislante.

Inconvenientes: Es fundamental disponer de grandes cantidades de material de relleno y que éste cumpla unos requisitos de calidad, puesto que existirá riesgo de contaminación de aguas subterráneas si no se dispone de medidas para evitar que éstas atraviesen la masa de material depositado en el fondo del lago.

Ventajas: con este sistema se minimizan los procesos de oxidación de los sulfuros ya que se reduce la entrada de oxígeno. Además la cobertura proporcionada por el material de relleno introducido, mitiga los impactos



visuales y no conlleva riesgos para las especies animales que subsisten en el entorno.

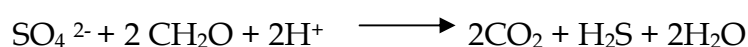
Se conocen experiencias de este tipo, como la llevada a cabo en el lago Crown Pillar de la mina Mattabi (Ontario) y el lago Island Koper (Jonas, 2002). En ambos casos los lagos han sido utilizados para depositar escombros, ofreciendo buenos resultados hasta la fecha (Brassard y Mudroch, 1994; Poling *et al.*, 2003).

EUTROFIZACIÓN - Este es uno de los métodos más eficaces de todos los ya descritos. Se puede considerar de máxima actualidad ya que está aún en experimentación, pero las experiencias llevadas a cabo por numerosos investigadores ofrecen buenos resultados. Es por ello que describiremos este método con más detalle que los anteriores.

Cuando los lagos son muy profundos, se caracterizan por presentar escasa circulación y condiciones reductoras en profundidad, lo que permite que su recuperación pueda ser estimulada mediante la adición de un material orgánico (lodos residuales, mezclas orgánicas,...) que facilite los procesos de neutralización a través de la actuación de determinadas bacterias.

De forma general, este método consiste en añadir materia orgánica que estimule la actividad biológica. Es necesario mantener unas condiciones determinadas dentro del lago para que esta acción bacteriana tenga lugar.

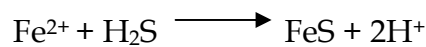
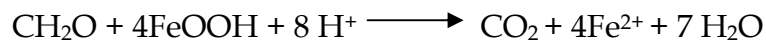
Estos tratamientos se basan en procesos de reducción de sulfatos bajo condiciones anaerobias:





Donde CH₂O representa la materia orgánica.

La reducción de sulfatos provoca la precipitación de sulfuros metálicos. En el caso del Fe por ejemplo, la reducción de Fe³⁺ a Fe²⁺ provoca la precipitación de FeS; por este proceso, las concentraciones metálicas en el agua decrecen:



El fundamento del proceso consiste en mantener en la base del lago un sustrato orgánico que permita las condiciones necesarias para que se produzcan los procesos bacterianos. De esta forma, los sulfuros minerales formados permanecerán estables en el agua.

Inconvenientes: se debe prestar especial atención a que el material adicionado no posea ninguna sustancia dañina para el medio hídrico, que lo haga evolucionar hacia aguas de peor calidad.

Ventajas: La estimulación de la reducción bacteriana de sulfatos mediante la adición de un sustrato orgánico, puede llegar a ser la solución más efectiva para el tratamiento de las aguas ácidas de los lagos de mina, apoyándose no sólo en su efectividad, si no en los bajos costes que conlleva. La figura siguiente (Fig. 13) representa de forma muy esquemática en qué consiste esta metodología:

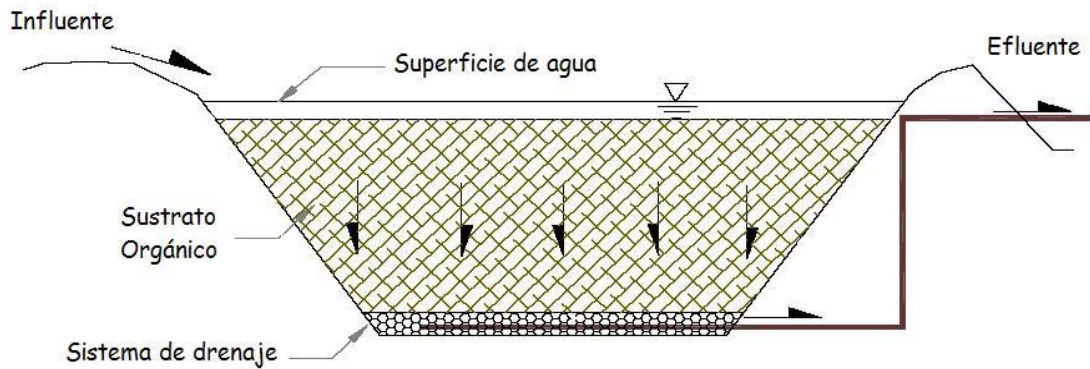


Figura 13. Tratamiento de aguas mediante la adición de un sustrato orgánico.

Son numerosas las investigaciones que demostraron la eficacia de estos sistemas mediante el uso de diferentes tipos de sustratos:

McCullough y sus colaboradores, realizaron un novedoso estudio en el que se utilizó una mezcla formada por lodos de depuradora y restos vegetales para estimular la reducción bacteriana (McCullough *et al.*, 2006). Con la adición de estos materiales consiguieron reducir un elevado número de metales y otros iones (Fe , Cr , SO_4^{2-} ,...) y aumentar la alcalinidad de sus aguas.

Otras investigaciones, como las llevadas a cabo por Oriol Gibert y su equipo (Gibert *et al.*, 2004), utilizaron diferentes sustratos en un mismo experimento para comparar así su eficacia en el tratamiento de las aguas de lagos de mina.

Las sustancias usadas fueron compost, estiércol de ovejas y pollos y restos vegetales. Concluyeron que cuanto mayor fracción biodegradable posee el material, mayor es su eficacia. En este caso fue el estiércol procedente de ovejas el que demostró una mayor capacidad de regeneración de las aguas del lago.



En estudios no tan recientes como los anteriores (Fyson *et al.*, 1998), se proponía el uso de una mezcla formada por materia orgánica y rocas fosfatadas. Los resultados también tuvieron éxito, pero hay que resaltar que este sistema sólo es viable en zonas en las que estas rocas se encuentran próximas al emplazamiento, puesto que de no ser así, conllevaría unos costes demasiado elevados.

CONCLUSIONES - En general todas las experiencias mencionadas anteriormente ponen de manifiesto una serie de consideraciones que se pueden tener en cuenta a la hora de elaborar un plan de tratamiento para unas aguas ácidas de mina, como son:

- La adición de materia orgánica favorece la reducción bacteriana considerándose por tanto, un método eficaz para promover la buena calidad de las aguas de los lagos mineros.

- Los sustratos orgánicos que mejores resultados proporcionan son aquellos formados por mezclas de varios materiales.

- Una elevada disponibilidad de carbonatos o en su defecto la adición de los mismos, favorece los procesos de generación de alcalinidad.

- Son métodos con bajos costes de operación y mantenimiento, que además en muchos casos se basan en la reutilización o reciclaje de residuos.

- No introducen en el entorno sustancias nocivas que puedan derivar en otros problemas de contaminación.



5. MEDIDAS PREVENTIVAS Y CORRECTIVAS EN LOS LAGOS DE MINA

Estudios recientes llevados a cabo en antiguas minas, han demostrado que la contaminación de las aguas puede persistir durante largos periodos de tiempo. Por este motivo, es necesario un continuo seguimiento de la zona aunque las actividades mineras ya hayan cesado.

Si bien esto no es viable en la mayoría de los casos debido a los costes que acarrea consigo, es aconsejable realizar una serie de actuaciones de prevención durante la fase activa de la mina, así como un minucioso plan de restauración durante el cierre de la misma.

Como medidas preventivas, en ocasiones resulta ventajosa la desviación de determinados tipos de aguas mediante canales y tuberías. Con esto se pretende evitar la entrada de aguas superficiales directamente al hueco dejado por las labores mineras así como evitar que un aporte de aguas contaminadas llegue a los cauces y lagos próximos.

Resulta fundamental un buen sellado de las balsas y escombreras para evitar posibles fugas, así como la impermeabilización y revegetación de las escombreras, para limitar la generación de lixiviados y la erosión y arrastre de partículas.

Aunque estos sistemas son bastante efectivos, pueden resultar igualmente demasiado caros, sobre todo en casos donde las aguas deben ser desviadas largas distancias. Además, se recomienda realizar revisiones regularmente y un mantenimiento periódico que lo encarece más aún.



UTILIZACIÓN DE SISTEMAS PASIVOS PARA MEJORAR LA CALIDAD
DE LAS AGUAS EN LAGOS MINEROS

- Aplicación a un caso de estudio -

Desde el punto de vista de la *restauración*, la mayoría de las minas a cielo abierto, incluyen el acondicionamiento del lago minero en sus planes de cierre. Son varias las alternativas que se pueden tomar para restaurar el hueco minero: cubrirlo con material de relleno; si ha sido inundado, tratar sus aguas o secarlo; o simplemente no realizar ninguna acción alguna sobre él.

En cualquier caso, permitir la inundación del mismo y darle un uso posterior, es la alternativa más frecuente. Pero hay que tener presente que, para llegar a este estado, las aguas han debido de pasar por una fase previa de tratamiento, puesto que aunque el lago ya sea estable y se encuentre en perfecto equilibrio con las condiciones circundantes, pueden seguir recibiendo aportes de aguas procedentes de la antigua mina, que hagan empeorar su calidad.



Figura 14: Restauración del lago Bergwitz (Alemania) (Schultze, 2006).



En ocasiones la recuperación de la buena calidad de sus aguas, puede permitir actividades como la pesca y la práctica de determinados deportes acuáticos (Fig. 14). En general, el acondicionamiento del lago con fines recreativos, es el que más frecuentemente suele plantearse en estos entornos.

Otra opción es la de introducir en el hueco minero material de relleno (Fig. 15). Esta opción minimiza en gran medida el impacto visual que provoca el hueco, así como los procesos de oxidación y determinados riesgos ecológicos relacionados con la presencia de aves.

Esta alternativa está mayoritariamente limitada por los elevados costes que conlleva y porque no siempre se dispone del suficiente material de relleno.



Figura 15. Lago cubierto con material de relleno (Bowell, 2006)



El secado del lago junto con la eliminación del sedimento depositado en el mismo, es otra de las alternativas a utilizar (Fig. 16). Este proceso implica una permanente gestión y monitorización del entorno, así como el continuo bombeo del agua subterránea y su posterior tratamiento. En realidad, la zona minera no sería considerada nunca cerrada, puesto que el riesgo de degradación de las aguas seguiría persistiendo.



Figura 16. Secado de un lago de mina en USA (Bowell, 2006).



6. CASO DE ESTUDIO

6.1. INTRODUCCIÓN

La mina de Meirama, constituye un yacimiento de lignito pardo situado en el término municipal de Cerceda (La Coruña). Comenzó a ser explotada en el año 1980 por la empresa coruñesa Lignitos de Meirama (LIMEISA).

La mina, abastece a una central térmica anexada, propiedad de la empresa Unión Fenosa y posee una potencia instalada de 550 Mw .

El ritmo de explotación durante la vida activa de la mina, fue de aproximadamente 3 millones de toneladas/año y se prevé que las reservas se agoten a finales del año 2007. En ese momento se habrá alcanzado una producción total de unos 87 Mt de lignito, y se habrán generado en la central térmica 70 millones de Megawatios/hora.

Para la extracción del lignito, fue necesaria la retirada de aproximadamente 160 millones de m³ de estériles, siendo la mayoría de ellos trasladados por cintas transportadoras hasta una escombrera exterior situada a unos tres kilómetros de distancia.

El lignito extraído se almacena, previamente a la entrega a la central térmica, en un parque cubierto con una capacidad aproximada de 250.000 toneladas.

La actividad se ha mantenido de forma ininterrumpida en la mina durante 24 años, con extracción de estéril anual entorno a los ocho millones de m³, si bien en la actualidad se ha reducido considerablemente la producción de



UTILIZACIÓN DE SISTEMAS PASIVOS PARA MEJORAR LA CALIDAD
DE LAS AGUAS EN LAGOS MINEROS

- Aplicación a un caso de estudio -

lignito, que ha variado desde los 4 millones anuales en los 10 primeros años hasta unos tres millones anuales en los últimos años.

Para realizar esta actividad ha sido necesario utilizar maquinaria minera de gran tamaño, como rotopalas, dumpers de 150 toneladas, excavadoras eléctricas y grandes palas cargadoras frontales.

El sistema de transporte ha sido realizado mayoritariamente por cintas transportadoras.

Como se comentó anteriormente, en estos momentos la mina se encuentra en las últimas fases de la explotación, puesto que el cierre de la misma está previsto para Noviembre de 2007. Es por esto que se puede decir que el hueco que hay ahora mismo configurado va a diferir del final en muy pocos metros cúbicos.



6.2. LOCALIZACIÓN

La mina objeto de estudio se encuentra ubicada en el valle de Meirama (Cerceda), en la provincia de La Coruña (Fig. 17).



Figura 17. Mapa de situación de la mina de Meirama (La Coruña).

El yacimiento está situado a unos 25 km al sur de la ciudad de La Coruña, emplazado en el fondo de un valle por el que circulaba el río Barcés, el cual constituye una fuente importante de suministro de agua a dicha ciudad.



UTILIZACIÓN DE SISTEMAS PASIVOS PARA MEJORAR LA CALIDAD
DE LAS AGUAS EN LAGOS MINEROS

- Aplicación a un caso de estudio -

Este valle, se encuentra situado a 200 m por encima del nivel del mar y está rodeado de montañas que llegan a superar los 500 m.s.n.m.m.

El entorno minero tiene una extensión aproximada de 500 Ha, de las cuales, unas 150 Ha corresponden al área de la corta, dicha área será por tanto la que ocupe el futuro lago minero.



6.3. CLIMATOLOGÍA

La provincia de La Coruña en la cual se sitúa la mina de Lignitos de Meirama, se engloba dentro de una zona climática típica de clima marítimo de zonas orientadas al Atlántico.

Se caracteriza por presentar elevadas tasas de humedad y por tener unas precipitaciones constantes durante todo el año, con un mínimo en verano y un máximo en invierno (media anual de 1500 mm). Sus temperaturas son suaves, sin que exista una amplitud térmica demasiado acusada, en torno a los 10 °C.

Concretamente en el entorno de la mina, el Departamento de Planificación de LIMEISA registra mensualmente la lluvia caída en las inmediaciones de la mina desde el año 1976. Gracias a este trabajo, se dispone hoy de una serie histórica de datos (Tabla 1 de los Anexos). Ésta, muestra la constancia y sobre todo la abundancia de las lluvias que recibe la zona.

En la figura 18, se representan los valores medios mensuales de la precipitación correspondiente a ese periodo de tiempo, en el cual se puede observar la perfecta correlación entre los meses y la lluvia caída. Existe una ascendencia gradual del volumen de precipitación, desde los meses de verano a los de invierno, donde se registran los valores máximos.



UTILIZACIÓN DE SISTEMAS PASIVOS PARA MEJORAR LA CALIDAD DE LAS AGUAS EN LAGOS MINEROS

- Aplicación a un caso de estudio -

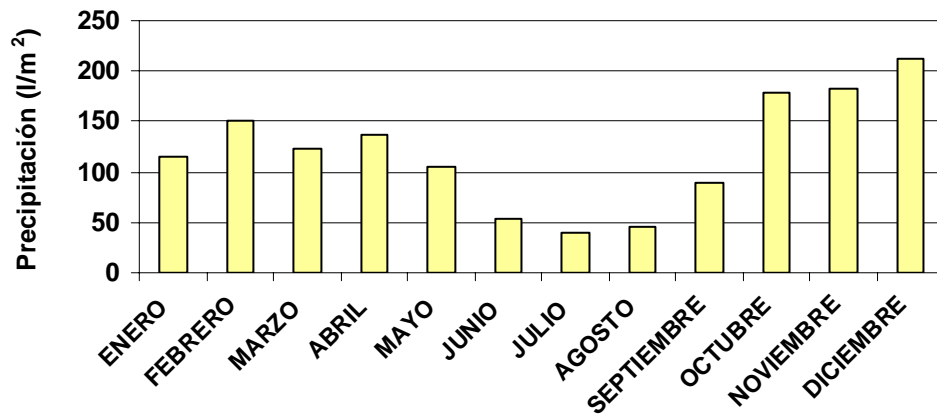


Figura 18. Precipitaciones medias mensuales correspondientes al periodo 1974-2005 en la zona de estudio

Como se puede observar en la figura 19, el máximo histórico se presentó en el año 2000 donde se registró un valor anual de 2069.58 l/m². El año 1988 sin embargo, se presenta como el más seco de toda la serie, con una precipitación anual de 1037.60 l/m².

Como término medio, el entorno de la mina recibe anualmente unos 1500 l/m².

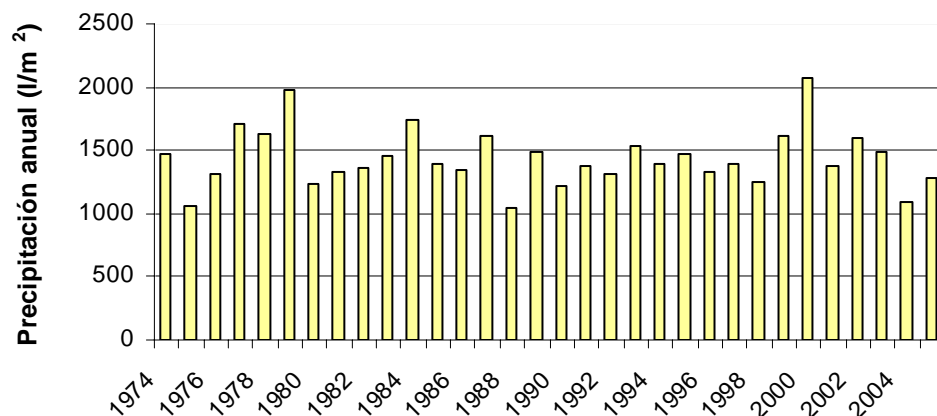


Fig. 19. Valores anuales de precipitación (Periodo 1974-2005)



En general, son observables ciclos de unos 7-8 años entre valores mínimos, existiendo periodos más secos a comienzos de los años 80 y de los años 90. Como se puede comprobar, en la actualidad se está pasando por uno de estos periodos de escasas precipitaciones.

Al igual que está ocurriendo en todo el territorio nacional, también en la zona de estudio existe una tendencia a la reducción de las precipitaciones.

El estudio de la pluviometría en el entorno minero, es una tarea muy importante a tener en cuenta mientras dura la actividad y máxime para la zona que nos compete, puesto que se trata de una de las zonas más lluviosas de España.

En el área de la Mina de Meirama, gran parte de las precipitaciones caídas constituirán las aguas de escorrentía de la cuenca asociada a la mina. La elevada tasa de las mismas, hicieron que en su momento resultara necesaria la construcción de dos canales para desviar las aguas de las cuencas receptoras en la parte alta del río Barcés y así evitar su entrada en las labores mineras (Delgado, 2006).

La elevada precipitación media anual (1500 mm), obligó a disponer de una capacidad punta de desagüe en el hueco de la mina de 12000 m³/h y un volumen tratado por las dos plantas depuradoras con que cuenta la instalación, de más de 10 millones de m³.

Prácticamente el campo de explotación está situado en la cabecera de la cuenca del río Barcés, por lo que es decisivo evaluar la influencia que tendrá el llenado del hueco sobre él.

Resulta por tanto de suma importancia contar con series climatológicas, en cuanto a que éstas dan información sobre los máximos y mínimos



UTILIZACIÓN DE SISTEMAS PASIVOS PARA MEJORAR LA CALIDAD
DE LAS AGUAS EN LAGOS MINEROS

- Aplicación a un caso de estudio -

registrados, así como sobre la existencia o no de tendencias, las cuales pueden ayudar a predecir fenómenos importantes y a dimensionar adecuadamente los sistemas utilizados para la recogida y almacenamiento de las aguas de escorrentía.



6.4. GEOLOGÍA

La mina de Meirama, propiedad de la empresa Lignitos de Meirama S.A., se sitúa en la Zona Centro Ibérica (Fig. 20) y más concretamente en el complejo de Órdenes (Julivert *et al.* 1972) en la hoja nº 45 del MAGNA (Betanzos).

Está en una cuenca incluida en un conjunto de depresiones occidentales gallegas, relacionada con la falla Baldayo-Meirama-Boimil de dirección N-130-E, que pone en contacto los granitos del macizo de Xalo con los esquistos de la serie de Órdenes. Esta fractura, de origen post hercínico rejugó en la orogenia alpina, llegando a actuar como falla de desgarre en la etapa post-oligocena y dando lugar a una fosa de tipo pull-apart en la que por efectos compresivos o de desgarre, se origina un graben en el que se ubica la cuenca terciaria.

En la cuenca, los esquistos de Órdenes constituyen la roca encajante, de edad entre Precámbrico-Ordovícico. Se trata de una formación mayoritariamente lutítica con episodios siliciclásticos tipo areniscas, sobre todo grauvacas.

Durante las fases I y II de la orogenia hercínica, se produce la intrusión del granito, favorecida por un conjunto de fallas distensivas.

Esta intrusión provocó una transformación mineralógica en los esquistos a lo largo de una franja de 50-80 m de ancho. Se genera un metamorfismo de contacto que transforma los esquistos en corneanas nodulosas y enclaves masivos de tonos marrones violáceos.



UTILIZACIÓN DE SISTEMAS PASIVOS PARA MEJORAR LA CALIDAD DE LAS AGUAS EN LAGOS MINEROS

- Aplicación a un caso de estudio -

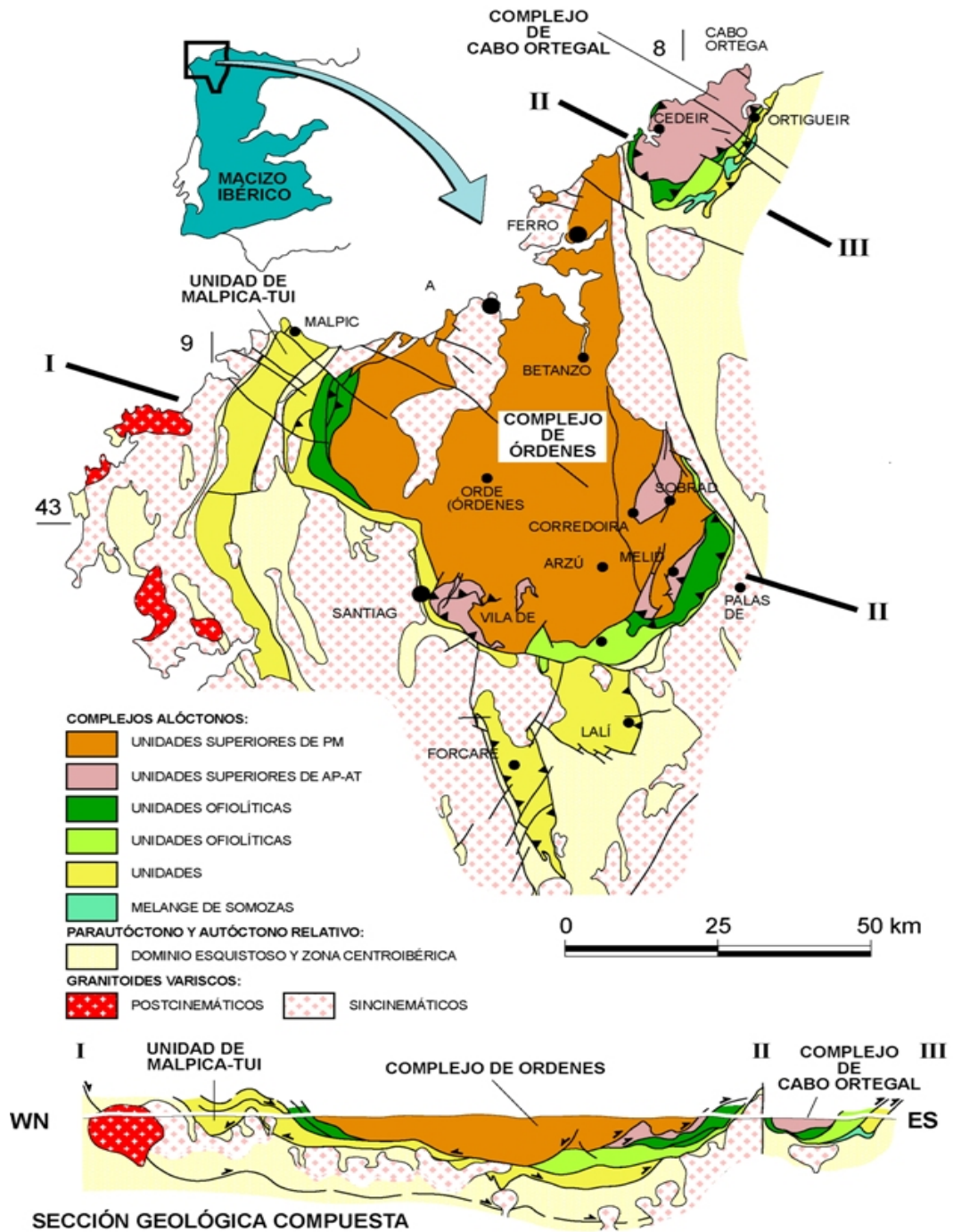


Figura 20. Mapa geológico del Complejo de Órdenes y sección compuesta ideal.



Al final del Oligoceno comienza a hundirse la fosa de Meirama, debido a la actividad tectónica alpídica del Mioceno. La relación tectónica-sedimentación es sincinemática, lo que origina elementos deformacionales como fallas, discordancias angulares y progresivas, brechas y estructuras típicas de removilización en los sedimentos menos consolidados.

En el borde NE aparece entonces el granito como roca encajante mientras que en el SW se localiza el esquisto. En sentido transversal aparece en el borde NE un contacto muy vertical y profundo. En el borde SW el contacto es escalonado y el fondo por tanto se presenta más tendido.

Longitudinalmente la cuenca presenta una asimetría importante, de forma que el borde NW es somero y con fondo tendido, mientras que la parte SE alcanza gran profundidad.

En el centro de la cuenca aparecen materiales arcillosos y orgánicos (lignito y arcilla carbonosa) típicos de vegetación exuberante en medios palustres. Los márgenes tienen circulación de agua con carga arenosa y arcillosa excepto en las zonas donde hay aporte que aparecen granulometrías gruesas (arenas y microconglomerados).

El lignito es del tipo pardo con niveles de xiloides y arcilla carbonosa. Se formó en la propia cuenca aunque posteriormente fue removilizado y resedimentado. Presenta un elevado nivel de tectonización.

Los materiales aflorantes son netamente diferenciables. Aparece un macizo granodiorítico en contacto al E y O con esquistos y grauvacas de la Serie de Órdenes.

Los bordes de la cuenca, de edad paleozoica, están muy fracturados. Predominan las fracturas de dirección N-S que buzcan 65-75° hacia la excavación mayoritariamente, o hacia el E.



UTILIZACIÓN DE SISTEMAS PASIVOS PARA MEJORAR LA CALIDAD
DE LAS AGUAS EN LAGOS MINEROS

- Aplicación a un caso de estudio -

Existen otro tipo de fallas, de dirección NE-SW con buzamientos subverticales.

En ambos tipos de fallas se observan rellenos de rocas básicas que por alteración han derivado en arcillas verdes, las cuales favorecen el movimiento de grandes bloques hacia la fosa tectónica.



6.5. HIDROGEOLOGÍA

6.5.1. Hidrogeología Regional

Desde el punto de vista hidrogeológico, la Mina de Meirama está situada en la cuenca hidrográfica definida como “Galicia Costa” (Fig. 21).

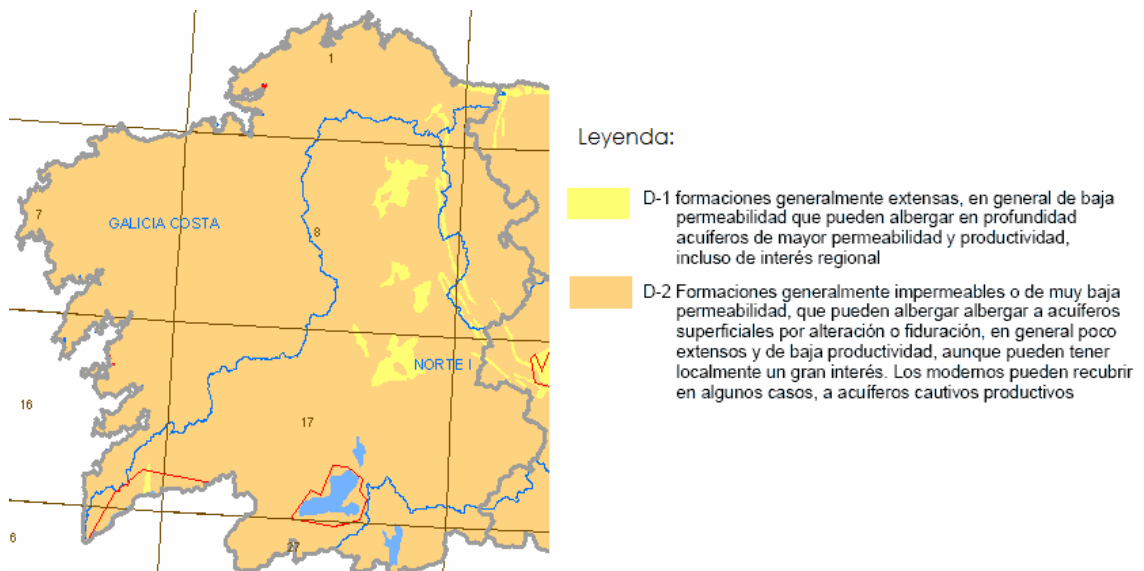


Figura 21. Mapa hidrogeológico de la cuenca Galicia Costa (IGME, 2000)

En este ámbito, no hay definido ningún gran Sistema o Unidad Hidrogeológica. Todos los acuíferos conocidos son de carácter local y normalmente muy superficiales.

La existencia en Galicia de mantos de alteración en las rocas cristalinas, así como de zonas con elevada fracturación, explica que haya un gran número de pequeños acuíferos con una permeabilidad media-baja.



La delimitación de las masas de agua subterráneas presenta por tanto importantes dificultades debido por un lado, a la abundancia de estos materiales cristalinos y por otro, a la escasez si no ausencia de potenciales acuíferos detríticos.

De entre las rocas de mayor extensión en Galicia, los granitos alcalinos son desde el punto de vista hidrogeológico los de mayor importancia; sin embargo, su infiltración eficaz se estima en menos de la mitad de la que se produce en los depósitos detríticos, que por otro lado, son mucho más escasos.

Cabe destacar que los recursos potenciales asociados a estos depósitos detríticos presentan importantes problemas para su explotación, por corresponder en su gran mayoría a acuíferos de muy poca entidad e interés local. Estos acuíferos de carácter diseminado, son los que abastecen de agua a una porción importante de la población rural dispersa.

A partir de los análisis químicos efectuados por el ITGE (1982) y EPTISA e IDASA (1991) se comprueba que en general tanto las rocas graníticas como las metamórficas y los aluviales cuaternarios (que corresponden a la gran mayoría de las rocas aflorantes en Galicia) dan lugar a aguas subterráneas de carácter clorurado-sódico, poco mineralizadas y de pH ácido.

En las pequeñas cuencas terciarias aisladas, las arcillas y limos suelen contener aguas bicarbonatado-sódicas y/o cálcicas con un grado de mineralización medio y pH alcalino.



UTILIZACIÓN DE SISTEMAS PASIVOS PARA MEJORAR LA CALIDAD
DE LAS AGUAS EN LAGOS MINEROS

- Aplicación a un caso de estudio -

La principal causa de contaminación de las aguas subterráneas en Galicia son las actividades ganaderas, en concreto los vertidos de purines y los desechos provenientes de estas actividades.

Los compuestos nitrogenados constituyen un indicador de este tipo de contaminación. Otros focos de contaminación también observables, proceden de actividades agrícola-ganaderas y de la actividad industrial.

A grandes rasgos, haciendo un balance hídrico para toda la Comunidad Autónoma, se estima (EPTISA e IDASA ,1991) que los recursos de agua subterránea son del orden de 2000 hm³/año.



6.5.2. Hidrogeología en el entorno de la Mina

Como se vio en el apartado anterior, la pluviometría media de la zona se sitúa entorno a los 1500 l/m² al año, lo que hizo que el agua se convirtiera en un factor clave a tener en cuenta a la hora de realizar el diseño de la explotación.

Como ya se ha comentado, antes de la explotación, por el valle donde está enclavado el yacimiento, discurría el río Barcés, hacia el cual desembocaban varios arroyos laterales.

La elevada pluviometría hizo imprescindible la desviación del río previamente al comienzo de la explotación, con el fin de evitar la mayor entrada posible de aguas exteriores al perímetro de la mina.

Por otro lado y debido a la diferencia de cotas que existía entre el valle y los flancos de la corta, se realizaron dos canales de captación de aguas por la parte superior de la mina; uno por el margen derecho de la explotación y otro por el flanco izquierdo, alcanzando en total una longitud de unos 9 km.

Sin embargo, uno de los principales problemas con los que contaba la explotación, estaba relacionado con el drenaje de las aguas subterráneas de la mina. Las aguas pluviométricas unidas a las aguas freáticas, hicieron necesaria la instalación de un sistema de bombeo capaz de evacuar del orden de 650 m³/h de media durante todo el año.

La cota del nivel piezométrico en la corta, rondaba en sus comienzos los -12 m.s.n.m.m.

Al final de la fase de explotación y como consecuencia de la acción de estos sistemas de bombeo, se prevé que llegue a alcanzar aproximadamente los -30 m.s.n.m.m.



A este problema se le añadió el de la protección de las aguas de escorrentía que atravesaban las escombreras.

Como es lógico pensar, las escombreras, formadas por importantes volúmenes de estériles, se comportan frecuentemente como focos potencialmente contaminantes, debido en este caso sobre todo a la presencia de arcillas caolinizadas y restos de lignito procedentes de zonas donde es difícil la explotación selectiva. Estos materiales, como es bien sabido, aportan sólidos en suspensión y generan problemas de acidez que podían haber derivado en posibles episodios de contaminación en el río Postigo, lugar donde va a parar la escorrentía de la escombrera. Pero este problema se evitó, gracias a la puesta en marcha de las siguientes medidas de prevención, llevadas a cabo sobre las escombreras específicamente:

- 1) Los restos de lignito que quedaban entre los estériles, fueron cubiertos con las arcillas -de baja permeabilidad-, evitando así su oxidación y su contacto con las aguas de lluvia.
- 2) La circulación de las aguas de lluvia es controlada mediante drenajes favorecidos con una pendiente longitudinal de un 1% que se le dio a la escombrera desde su origen.
- 3) Las áreas no activas finalizadas, se restauraron con plantaciones para reducir la velocidad del agua y consecuente erosión y aumentar la retención, con el fin de favorecer la evaporación.



4) En épocas de verano se allanaban los taludes con tractores para evitar las acumulaciones de lodos.

5) Además, todas las aguas eran recogidas para su posterior tratamiento en una planta depuradora.

El agua desde el punto de vista geotécnico, también supone un problema en lo que a estabilidad de taludes se refiere. Por eso se estableció una red de pozos perimetrales a la corta, que permite mantener deprimido el nivel freático. El agua extraída se envía al canal perimetral que rodea la explotación y de esta forma se evita su entrada al hueco minero.

Con todo lo explicado hasta ahora, se puede concluir que a pesar de los numerosos problemas que en un primer momento plantearon los elevados volúmenes de agua que entran a formar parte del sistema de la Mina de Meirama, y que debían ser gestionados, todas las medidas adoptadas fueron suficientes para evitar episodios catastróficos.



6.6. PLANES PARA EL CIERRE DE LA MINA

Al ritmo actual de extracción, se prevé que las reservas se agoten en torno al mes de Noviembre del año 2007, momento en el cual el fondo de la corta se situará por debajo del nivel del mar. A partir de este momento, se pretende interrumpir el drenaje del agua en el hueco (Fig. 22), dando paso al inicio de la formación de una lago que tendrá una superficie de 150 Ha y un volumen de unos 160 Hm³. Está previsto que el proceso de inundación comience en el año 2012 y se extienda hasta el 2015, año en el cual el nivel piezométrico recuperará su cota natural, los 180 m.s.n.m.m.

Una vez superada esta altura, el lago desaguará a través de un rebosadero artificial, en dirección al río Barcés.

Es por esto, que la empresa Lignitos de Meirama, S.A. se planteó, ya en el año 2000, la necesidad de acometer con suficiente antelación un plan de cierre, pretendiendo que dicho cierre fuera lo más adecuado posible y buscando alternativas de actuación en la zona una vez acabada la actividad minera.



Figura 22. Hueco dejado por la minería a cielo abierto en la Mina de Meirama.

Para confeccionar este plan, la empresa llevó a cabo un estudio integral que contempló los problemas ligados a la calidad de las aguas y a la estabilidad de los taludes.

A la empresa minera es a quien le corresponde la tarea de efectuar los trabajos de restauración, siempre bajo el cuidado de que no se pongan en peligro esos posibles usos futuros. Por ello es importante consensuar con las Administraciones correspondientes los posibles usos del terreno, de forma que las nuevas actividades resulten atractivas y económicamente rentables.

En este caso de estudio, Limeisa tiene descrito un plan de restauración en el cual aparece la mina dividida en zonas, a cada una de las cuales les ha dado un posible uso futuro. Estos usos son:



UTILIZACIÓN DE SISTEMAS PASIVOS PARA MEJORAR LA CALIDAD
DE LAS AGUAS EN LAGOS MINEROS

- Aplicación a un caso de estudio -

- Industriales

- Agrícolas, forestales y ganaderos; como la creación de tepes para su comercialización o la plantación y posterior explotación de maderas nobles.

- Cinegéticos

- Paisajísticos

- Recreativos; deportes náuticos, la construcción de un campo de golf o el desarrollo de un centro ecuestre.

- Residenciales

El uso asignado a cada zona condicionará los trabajos de restauración que en ella se efectúen. De esta forma se pretende poner en marcha todos esos futuros usos de los terrenos de la mina, integrándolos en el entorno, de forma que no se altere la calidad de vida actual del Concejo.



6.7. CARACTERIZACIÓN DE LAS AGUAS PRESENTES EN EL ENTORNO MINERO Y PREVISIÓN SOBRE LA CALIDAD DEL AGUA DEL FUTURO LAGO

Las previsiones de que se formará un lago en el antiguo hueco minero, hizo a la empresa Lignitos de Meirama plantearse realizar una predicción de la calidad del agua de ese futuro lago (Fig. 23), como apoyo a la planificación del cierre de la mina.

La empresa canadiense Golder Associates Ltd., fue la encargada de realizar ese informe durante el año 2002.

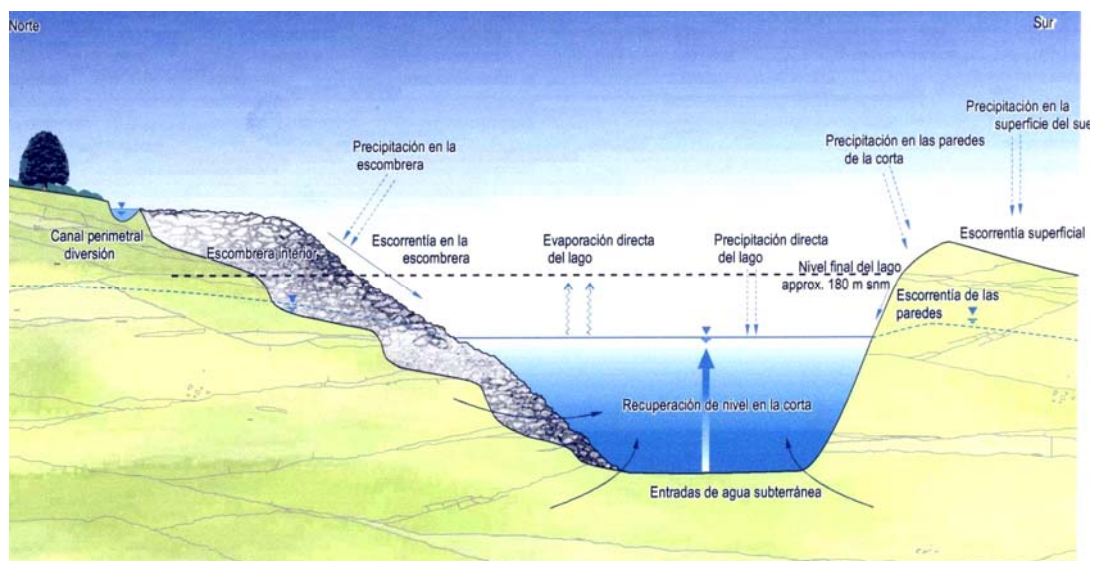


Figura 23. Esquema del futuro lago de la mina de Meirama (Delgado, 2006).

Todo estudio hidrológico de este tipo pretende fundamentalmente conseguir tres objetivos:

- 1) Conocer el periodo de tiempo que transcurrirá desde que cesa el bombeo y se completa el llenado del lago.



- 2) La cantidad de agua que se va a descargar al hueco minero.
- 3) La calidad del agua que presentará el lago formado.

Con el fin de conseguir toda esta información, el estudio realizado por Golder Associates (Golder, 2002) contempló los siguientes aspectos:

- Balance hídrico a partir de todas las entradas y salidas del hueco.
- Hidrogeología: selección, calibración, resultado e interpretación del modelo.
- Caracterización hidroquímica de las aguas y de los suelos: muestreo y analítica, modelo hidroquímico y modelización del lago.

La mayoría de los datos de los que se alimentó el modelo, procedieron del estudio del balance hídrico, en el cual se contabilizaron y definieron todo el conjunto de entradas:

- Escorrentía superficial, tanto no contaminada como potencialmente afectada (Tablas 2a y 2b de los Anexos).
- Aguas subterráneas de granitos, no contaminadas y potencialmente afectadas (Tabla 3 de los Anexos)
- Aguas subterráneas de esquistos, no contaminadas y potencialmente afectadas (Tabla 4 de los Anexos).
- Infiltración de la escombrera (Tabla 5 de los Anexos)
- Infiltración de lignitos (Tabla 6 de los Anexos).
- Aguas del fondo del hueco minero (Tabla 7 de los Anexos).



Y de salidas del sistema:

- Evaporación.
- Rebose.

Con el balance hídrico se determinaron los ratios de entrada y salida. De esta forma se obtuvo el tiempo de llenado del hueco, que se estima estará comprendido entre 3,8 y 9,4 años en función de que las precipitaciones durante ese periodo sean máximas o mínimas. Es decir, como promedio, el lago estará formado en 6-7 años.

Conociendo los porcentajes de entrada correspondientes al agua de escorrentía y a la precipitación directa (consideradas de buena calidad), frente a la variedad de aguas de infiltración (de peor calidad), se pudo concluir que las aguas de mejor calidad representan casi un 79% frente a las otras (Fig. 24) y que estas últimas además, tienden a disminuir durante la fase de llenado. Con esto cabe esperar, que la influencia de las aguas de baja calidad sea mínima y apenas apreciable en todo el conjunto.

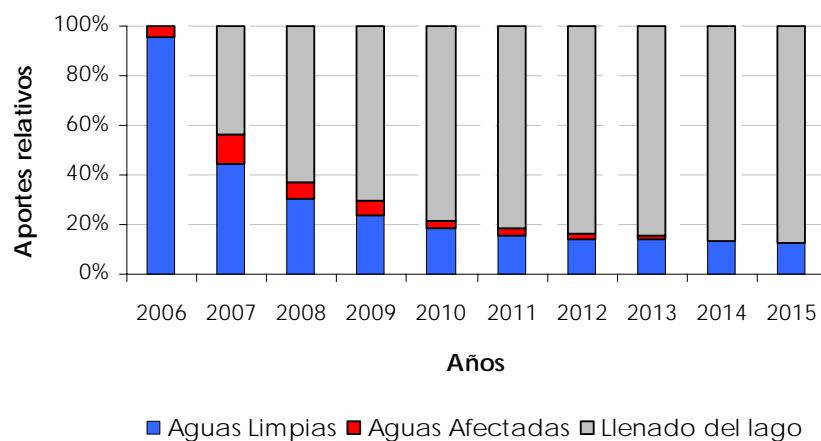


Figura 24. Proporciones relativas de las aguas del lago durante su llenado.²

² Tasas de entrada calculadas a partir del balance hídrico en condiciones secas. Ver datos en Anexo 13.



Por otro lado, deberá ser mantenido el caudal ecológico del río Barcés con las aguas aportadas por la cuenca de Enfesta, a las que se añadirán otras procedentes de una galería de reconocimiento, que se habilitará para ese fin.

El cálculo del balance hídrico obligó a realizar un detallado estudio hidrogeológico. Éste permitió determinar la entrada de las aguas subterráneas al hueco, a través de los taludes; la capacidad máxima de los bombeos perimetrales; la respuesta del nivel piezométrico en los taludes al irse llenando el hueco y el flujo de agua subterránea a través de la escombrera interior; con el fin de conocer la calidad final de las aguas se realizó el estudio hidroquímico.

Los valores de calidad de las aguas entrantes utilizados para realizar el modelo hidroquímico se definieron a partir del modelo hidrogeológico, del análisis de los lixiviados de 29 muestras obtenidas de las fases sólidas presentes en el entorno de la corta (granito, esquisto, corneana, arcilla y lignito) y del análisis de 51 muestras de aguas (Tabla 8 de los Anexos), entre superficiales, subterráneas y de infiltración.

Las aguas superficiales fueron recogidas en puntos en torno a la mina en los que se incluían drenajes naturales y otros de desviación de aguas "limpias" y aguas afectadas por las labores mineras.

Las subterráneas, se obtuvieron en pozos utilizados para el drenaje del agua en el interior del hueco y las de infiltración, se tomaron en zonas estancadas localizadas en diferentes puntos del hueco.

Posteriormente, las muestras fueron analizadas en los laboratorios de Norcontrol de La Coruña y los datos fueron introducidos en el modelo PHREEQC (versión 2), obteniéndose de esta forma el resultado de la calidad del agua para tres escenarios definidos de diferente calidad.



Estos tres escenarios reflejan tres situaciones distintas: el “mejor” de los casos, el “peor” y el “intermedio”.

Para cada uno de ellos se tomaron muestras representativas y se definieron los valores correspondientes a la calidad del caso medio, del más desfavorable y del mejor. La calidad del agua del caso medio se determinó con el promedio de todas las muestras de una entrada particular.

En el caso de los dos escenarios extremos, cada uno de ellos representa una calidad de agua única. Las composiciones del caso más desfavorable, se eligieron con una tendencia hacia los componentes característicos del drenaje ácido: pH, sulfatos y metales traza.

Con la definición de estos tres escenarios lo que se pretendía era trabajar con una amplia banda de valores. El modelo concluyó que la calidad del agua una vez terminado el llenado del hueco minero, estará entre las predicciones representadas por el caso mejor y medio, descartando por improbables los valores extremos.

A esto hay que añadir, que las entradas al lago en las etapas iniciales de llenado serán casi exclusivamente por escorrentía de la cuenca y precipitación directa, las cuales y como se puede ver en la figura 25, suponen las entradas de agua de mejor calidad.

En dicha figura se han representado mediante diagramas circulares, los porcentajes relativos correspondientes al Al, Fe y Mn de cada uno de los grupos de aguas definidos con anterioridad, en base a la suma de estos tres componentes. Se han tomado como representativos los valores medios correspondientes a cada grupo de aguas (tabla 1):



UTILIZACIÓN DE SISTEMAS PASIVOS PARA MEJORAR LA CALIDAD
DE LAS AGUAS EN LAGOS MINEROS

- Aplicación a un caso de estudio -

Parámetros	Unidad	A. L. Gr (N° 1)	A. L. Sq (N° 4)	A. A. Gr (N° 2)	A. A. Sq (N° 3)	Esc. corta (N° 5)	Esc. cu (N° 6)	Esc. ecm (N° 7)
pH	s.u.	6,86	6,61	7,07	3,32	3,53	7,06	3,01
Cond.,	mS/cm	218	524	556	1713	1567	85	2560
Al	mg/l	1	1	1	13,9	79,8	1	22
Fe	mg/l	0,1	2,5	0,38	32,87	6	0,1	71,7
Mn	mg/l	0,26	1,08	0,72	7,47	14,18	0,04	29,42

Tabla 1. Concentraciones medias introducidas en el modelo según el tipo de agua.

A. L.: Aguas Limpias; **A.A.:** Aguas afectadas; **Gr:** Granitos; **Sq:** esquistos; **Esc_corta:** agua procedente de la corta; **Esc_cu:** aguas de escorrentía de las cuencas; **Esc_ecm:** aguas de la escombrera.

Estos diagramas permiten visualizar más cómodamente las concentraciones presentes en cada tipo de agua. Centrando la atención en los parámetros más problemáticos -Fe y Mn- las muestras 3, 4 y 7, representativas de las aguas que circulan por el *Paramento Sur* ponen de manifiesto una vez más la relevancia que estos elementos y sobre todo el Fe alcanzan en las mismas.

A éstas les sigue la muestra representativa de las aguas potencialmente afectadas procedentes de los granitos (muestra n°2) aunque ya en una proporción mucho más baja.

Por otro lado cabe destacar los porcentajes representados en las muestras n° 1, 5 y 6, cuyas concentraciones en Fe y Mn son poco apreciables. Estas aguas corresponden sobre y todo a la escorrentía de las cuencas. Sus valores adquieren una importancia especial, uniéndolos al hecho de que dichas aguas constituyen los aportes de mayor entidad al hueco, elevando por tanto, las probabilidades de que el lago presente la calidad adecuada esperada.

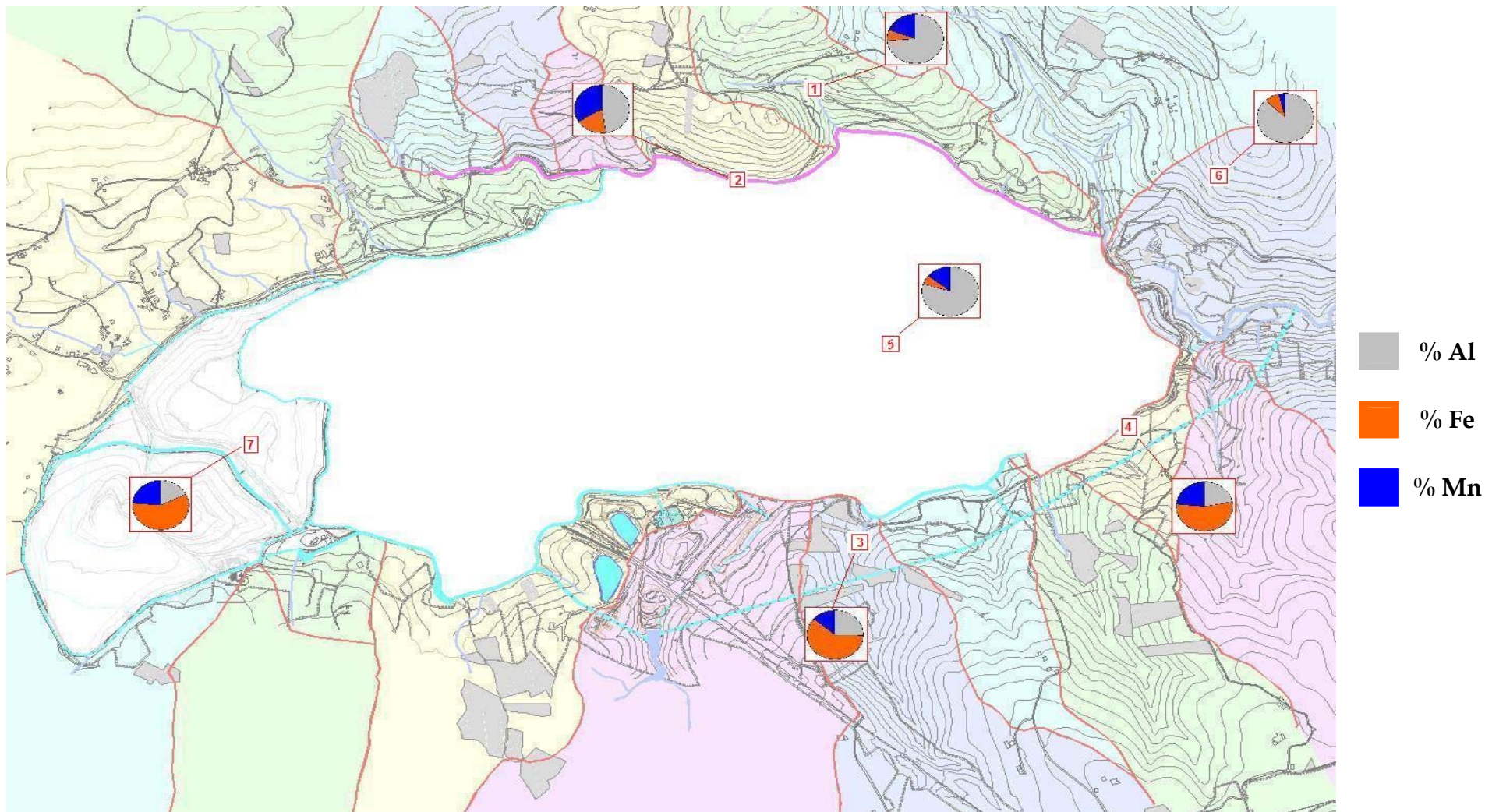


Figura 25. Esquema de la mina de Meirama. Representación en diagramas circulares de las concentraciones relativas del Fe, Al y Mn aportada por cada grupo de aguas.



Otra consideración realizada por el modelo fue estudiar probables fenómenos de estratificación en las aguas del lago. Se considera que en los primeros años de llenado habrá una escasa estratificación, lo que supone una mezcla de todas las aguas y que la calidad no variará en gran medida con la profundidad. Se prevé que según vaya subiendo el nivel se irá produciendo la estratificación, dando lugar, tal como se explicó en capítulos anteriores, a estratos superiores de mejor calidad y a estratos inferiores con mayores concentraciones de metales precipitados. Esto se produce en ausencia de flujos de entrada turbulentos, de esta forma la columna de agua no sufrirá fenómenos de mezcla. Los metales presentes precipitarán y se acumularán en el fondo, dando lugar a un lago estratificado donde las capas inferiores presentarán aguas de peor calidad que las capas superiores (Younger *et al*, 2002). Una vez se llene el lago, las aguas vertidas por rebose corresponderán a las del estrato superior y por tanto gozarán de una mejor calidad.

Así pues, con este estudio se pudo concluir que el escenario con más probabilidades de ocurrir en el rebosadero del lago se encuentra entre el abanico de simulaciones situadas entre el mejor caso y el intermedio. Por tanto, las aguas de vertido del futuro lago (Tabla 10 de los Anexos), estarán siempre por debajo de los límites de vertidos definidos en la Ley de Aguas (Tabla 11 de los Anexos).



6.8. ALTERNATIVAS PROPUESTAS PARA EL TRATAMIENTO DE LAS AGUAS BAJO DIFERENTES ESCENARIOS CONSIDERADOS

Si, a pesar de considerarse poco probable, tuviera lugar la peor de las hipótesis definidas en el modelo hidroquímico (Golder, 2002), nos encontraríamos un agua que supera aunque en baja proporción los límites exigidos por la ley (Fig. 26). Los valores medios de los parámetros correspondientes a las aguas de vertido del lago, que previsiblemente podrían exceder estos límites serían el pH, con valores de 4,2; contenidos en Fe de 2,6 mg/l y de Al de 1,25 mg/l (Tabla 10 de los anexos). Por tanto, en este caso, sería necesario proceder al tratamiento de dichas aguas.

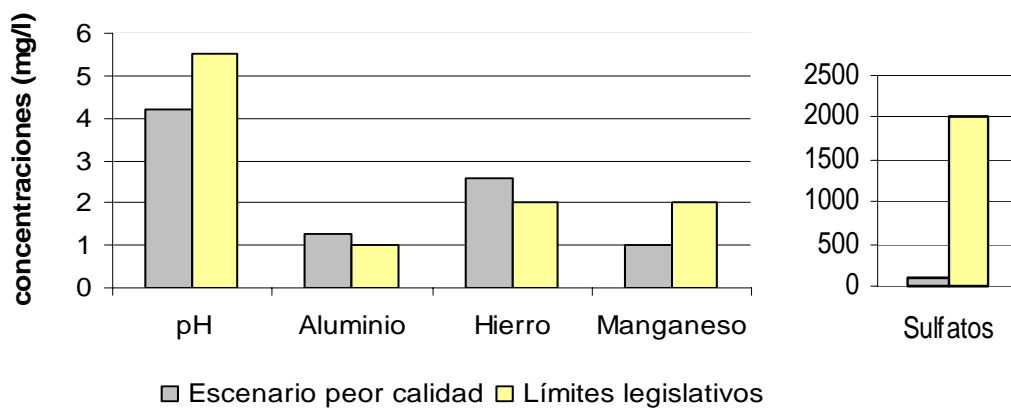


Figura 26. Gráfico comparativo entre las concentraciones del escenario de peor calidad y los límites definidos en la Ley de Aguas.

Destacar que de los tres escenarios estudiados por Golder sólo éste supera los límites, es por tanto obvio pensar que son pocas las probabilidades de que esto vaya a ocurrir. Además, considerando la limnología de estos lagos, cabe esperar que el estudiado en este caso sufra procesos de estratificación, ya comentados.



A continuación se describen un conjunto de propuestas encaminadas a realizar la restauración de las aguas del lago. Se han englobado en tres tipos de sistemas, en función de la base sobre la que se apoyan:

- *Sistemas pasivos o de Base Biológica*; se basan en procesos de reducción de sulfatos catalizados por bacterias. Estos procesos tienen lugar gracias a la presencia de un sustrato orgánico que se añade directamente sobre el fondo del lago mientras se está formando, actuando de este modo directamente sobre las aguas. Las dos propuestas que aquí se presentan tan sólo se diferencian en el tipo de sustrato orgánico utilizado en cada caso.

*Propuesta nº 1: Sustrato orgánico formado por estiércol y restos vegetales.

*Propuesta nº 2: Sustrato formado por lodos de depuradora y paja.

- *Sistemas Mixtos*; combinan la acción neutralizadora proporcionada por los materiales alcalinos añadidos, y la biológica ofrecida por la acción bacteriana favorecida en el sustrato orgánico. Se proponen dos ubicaciones diferentes de estos sistemas. Las propuestas nº 3 y 4 se emplazarían en la parte anterior al lago y la nº 5 estaría emplazada con posterioridad al lago, donde se tratarían directamente las aguas de vertido:

*Propuesta nº 3: S.A.P.S+Balsa de decantación + Humedal→ Lago

* Propuesta nº 4: S.A.P.S. → Lago.

* Propuesta nº 5: Lago → S.A.P.S + Balsa.

- *Sistemas activos o de base química*; apoyados en la acción neutralizadora de algunos materiales (CaCO_3 , CaO ,...) que serían añadidos al agua antes de



UTILIZACIÓN DE SISTEMAS PASIVOS PARA MEJORAR LA CALIDAD
DE LAS AGUAS EN LAGOS MINEROS

- Aplicación a un caso de estudio -

su paso por el lago de forma activa, es decir, implicando constante mantenimiento.



6.8.1. Sistemas Pasivos o de Base Biológica

Es numerosa la bibliografía que describe tratamientos llevados a cabo directamente sobre las propias aguas del lago (Lund *et al.*, 2006; Mc.Cullough *et al.*, 2006; Lewis *et al.*, 2003; Brugam y Stahl, 2000; Gibert *et al.*, 2004; Fyson *et al.*, 1998). A pesar de que se trata de técnicas aún muy recientes y poco extendidas, existen experimentos que evidencian su efectividad en el tratamiento de las aguas de lagos mineros, convirtiéndolas en alternativas claramente a tener en cuenta.

Estos métodos se basan fundamentalmente en crear las condiciones idóneas y necesarias para promover la actividad bacteriana, ya que ésta es capaz de reducir la concentración en el agua de determinados metales al mismo tiempo que consume acidez y generando por tanto, un aumento de la alcalinidad. Estas condiciones se consiguen mediante la adición de material orgánico que proporciona un ambiente anóxico en las partes más profundas del lago. Este hecho es imprescindible para fomentar la actividad de las bacterias sulfato-reductoras.

El conjunto de propuestas descritas a continuación se diferencian en el tipo de sustancia orgánica a emplear. Un criterio útil a la hora de elegir el sustrato orgánico más adecuado, es conocer la fracción biodegradable del mismo, es decir, la parte orgánica que puede ser fácilmente utilizada por los microorganismos para fomentar su actividad. Se ha comprobado que cuanto mayor es dicha fracción, mejor es la capacidad que tiene ese material para mantener y desarrollar la actividad bacteriana (Gibert *et al.*, 2004).

Se conoce que determinadas sustancias son difíciles de digerir por los microorganismos, como la lignina y la celulosa. En contraposición, los excrementos de animales y el compost, parecen proporcionar una digestión más sencilla.

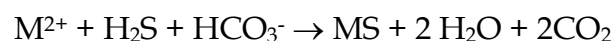
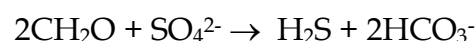


6.8.1.1. *Propuesta n°1: Sustrato orgánico formado por estiércol y restos vegetales.*

Oriol Gibert y colaboradores (2004) proponen el uso de materia orgánica para tratar el problema de las aguas de mina a través de la estimulación bacteriana. Según estos procesos, las bacterias oxidan los compuestos orgánicos utilizando sulfatos y liberando sulfuro de hidrógeno y bicarbonatos. La reducción bacteriana requiere ciertas condiciones, como presencia de sulfatos, concentraciones adecuadas de compuestos de carbono, pH superior a 4 y ausencia de oxígeno (Postgate, 1984). Estas condiciones son las que suelen darse en las minas de carbón. Los valores de pH requeridos pueden ser satisfechos mediante la alcalinidad generada por la propia acción microbiana y por la disolución de carbonatos.

La disponibilidad de oxígeno es un factor fundamental que controla la extracción de metales por bacterias, puesto que no se conoce otro oxidante que pueda ser utilizado por los microorganismos en estos ambientes. El dióxido de carbono es utilizado como fuente de carbono para la fabricación de su arquitectura celular y además requieren fuentes nutricionales para su óptimo desarrollo, sobre todo nitrógeno, fósforo, azufre, iones metálicos, etc.

La reducción de sulfatos no sólo aumenta la alcalinidad del agua por la adición de bicarbonato, si no que baja las concentraciones de metales, haciéndolos precipitar como sulfuros metálicos. Esta precipitación de sulfuros en un sustrato orgánico permite adicionalmente decrecer la acidez del entorno mediante la siguiente reacción:





donde CH_2O representa la materia orgánica.

Gracias a las investigaciones de Oriol Gibert, se ha comprobado que el estiércol de los animales proporciona las condiciones necesarias para que dicha actividad sea efectiva y demuestra ser más eficiente que los sustratos orgánicos vegetales - debido como ya se comentó anteriormente, a su elevado contenido en lignina y celulosa -.

El estiércol es un abono compuesto de naturaleza organo-mineral, con un bajo contenido en elementos minerales. Su nitrógeno se encuentra casi exclusivamente en forma orgánica y el fósforo y el potasio al 50 por 100 en forma orgánica y mineral (Labrador, 1996). Su composición varía entre límites muy amplios, dependiendo de la especie animal, la naturaleza de la cama, la alimentación recibida, etc. Pero en general está compuesto de nitrógeno, anhídrido fosfórico y óxido de potasio, además de otros elementos como azufre, magnesio, calcio, manganeso, boro y cobre.

Investigaciones anteriores (Guiberteau *et al*, 1993) concluyeron que no todos los tipos de estiércol son igual de eficaces; así, el de caballo parece ser más rico en nutrientes que el de oveja, el de cerdo y el de vaca. Aunque el procedente de aves de corral, es con mucho, el más concentrado y rico en elementos nutritivos, principalmente nitrógeno y fósforo.

La tabla siguiente (tabla 2) muestra el contenido de nutrientes que presentan los diferentes tipos de excrementos en función del animal del cual proceden:



PRODUCTO	MATERIA SECA %	CONTENIDO DE ELEMENTOS NUTRITIVOS EN kg.t ⁻¹ DE PRODUCTO TAL CUAL				
		N	P ₂ O ₅	K ₂ O	MgO	S
De vacuno	32	7	6	8	4	-
De oveja	35	14	5	12	3	0,9
De cerdo	25	5	3	5	1,3	1,4
De caballo	100	17	18	18	-	-
Purines	8	2	0,5	3	0,4	-
Gallinaza	28	15	16	9	4,5	-

Tabla 2. Riqueza media de algunos estiércoles. (García Sans, 1987).

A pesar de su alto contenido en nutrientes, resulta necesario adicionar alguna otra fuente de C orgánico para potenciar su eficacia, debido a que las mezclas entre materiales siempre proporcionan mejores condiciones que las fuentes simples (Cullough *et al*, 2006).

Los restos vegetales secos o paja serían sustancias idóneas para completar dicha mezcla (Fig. 27). Su alto contenido en carbono constituye una de las fuentes de humus más interesantes para permitir la estimulación de la vida microbiana.

Estos restos pueden incorporarse directamente o en forma de compost. El primer caso, aunque más lento, resulta más eficaz y su efecto en las aguas dependerá de la cantidad de lignina y celulosa que contenga (Kononova, 1982).



Figura 27. Sustrato formado por una mezcla de estiércol y restos vegetales.



6.8.1.2. Propuesta n° 2: Sustrato formado por lodos de depuradora y paja.

Esta segunda propuesta presenta la misma base que la anterior, la diferencia se encuentra en el tipo de sustrato orgánico a utilizar.

Numerosos estudios corroboran que los restos vegetales por sí solos no proporcionan la suficiente cantidad de C orgánico al medio como para conseguir resultados exitosos (Frömmichen *et al*, 2003; Koschorreck *et al*, 2002b), pero su eficacia aumenta enormemente si son mezclados con lodos procedentes de plantas depuradoras (Mc Cullough *et al*, 2006).

Los lodos de depuradora (Fig. 28) contienen nutrientes esenciales para el desarrollo de la acción bacteriana. Destacan su contenido en nitrógeno, fósforo y micronutrientes (Pomares y Canet, 2001). La concentración de nitrógeno y fósforo, con respecto a los compuestos orgánicos ganaderos tradicionales es superior. La concentración de materia orgánica del lodo compostado se sitúa entre 35 % y 40 % (Delgado *et al.*, 1999). Su utilización resulta beneficiosa porque incrementa el contenido en materia orgánica, el fósforo disponible y el pH de las aguas.



Figura 28. Detalle de lodos de depuradora (izda) y restos vegetales (drch).



Es necesario que tanto los lodos como los restos vegetales que se vayan a utilizar, pasen primeramente por un proceso de secado antes de su mezcla para mejorar sus propiedades. En concreto se recomienda un periodo de entre diez y doce semanas de secado.

Como en los casos anteriores, este sustrato estaría dispuesto sobre un lecho calcáreo localizado directamente sobre el fondo del lago, ya que consideramos dicho lecho como el método más eficaz para proporcionar la alcalinidad deseada al medio.

Existe un inconveniente a tener en cuenta a la hora de utilizar lodos de depuradora, que es su composición. Por lo que en caso de utilizar esta propuesta, es importante asegurarse de que no presentan elevados contenidos de metales pesados que puedan pasar al medio hídrico. Con el fin de no provocar contraindicaciones, se deben utilizar de manera controlada y por ello, conocer la mayor cantidad de información sobre el tratamiento que ha sufrido y la composición del mismo (materia seca, materia orgánica, pH, nitrógeno, fósforo y metales pesados), es un requisito imprescindible para evitar problemas de contaminación adicionales.

A la eficacia del método como tratamiento de aguas de mina, se le añaden los beneficios derivados de la valorización de los lodos mediante su reutilización para este fin, aportando una solución a la eliminación de estos residuos sin provocar alteraciones del equilibrio ecológico.

Como ventaja adicional, es de destacar la reducción de costes que supone frente al uso de otros fertilizantes.

En relación a las dos propuestas expuestas, hay que decir que los experimentos a los que se está haciendo referencia, no han sido llevados a cabo a gran escala en un lago completo. En la mayoría de ellos, se han



UTILIZACIÓN DE SISTEMAS PASIVOS PARA MEJORAR LA CALIDAD
DE LAS AGUAS EN LAGOS MINEROS

- Aplicación a un caso de estudio -

utilizado celdas de pequeño tamaño a escala de laboratorio y en celdas de tamaño mayor establecidas dentro del propio lago (Fig. 29). En este segundo caso y considerando que las condiciones físico-químicas dentro de los mesoambientes creados no variarán con respecto al resto del lago, cabe esperar que los buenos resultados sean igualmente alcanzados en caso de actuar sobre la totalidad del sistema.



Figura 29. Detalle de un macro ambiente generado para el tratamiento del Lago Ewington
(Collie, Australia)

En resumen y para los dos tipos de propuestas, hay que decir que las diferentes sustancias orgánicas se deberán adicionar dentro del lago de una manera gradual y durante un año seguido (Brugam y Stahl, 1999), ya que de esta forma se ofrece el tiempo de actuación necesario para conseguir los efectos deseados. Durante este transcurso de tiempo ya deberán ser observables cambios notables en la química de las aguas, como incremento de alcalinidad y reducción sobre todo de los contenidos de Fe y Al.



Por debajo de este sustrato se recomienda colocar un lecho calcáreo (Fig. 30) como proponen los sistemas pasivos tradicionales (Younger *et al*, 2002). Este lecho tiene la finalidad de proporcionar alcalinidad suficiente a las aguas inicialmente ácidas mediante la disolución de bicarbonatos. Cuanta mayor sea la pureza en CaCO_3 de este sustrato, mayor será su eficacia.



Figura 30. Detalle de trozos de caliza de 30/150 mm de diámetro y una pureza del 93,45%.



6.8.2. Sistemas Mixtos

En ocasiones, los altos caudales y la limitada disponibilidad de terreno hacen que no sea posible la implementación de sistemas completamente pasivos. A raíz de estos problemas nacen los sistemas mixtos, cuya función es reforzar la tecnología pasiva, de modo que incremente su capacidad para eliminar metales y así reducir la necesidad de terreno para su construcción.

La mayor parte de estos sistemas implican aireación para favorecer la oxidación del hierro; esto se consigue mediante cambios de nivel que dan paso a cascadas de aireación que provocan turbulencias en los flujos.

En terrenos donde estos cambios de nivel están limitados, se utilizan aireadores mecánicos para aumentar la concentración de oxígeno en el agua. Incluso se han llegado a utilizar bombas previamente a la entrada de las balsas haciendo recircular el agua para así facilitar la precipitación de determinados metales y aumentar la vida útil del sistema pasivo.

Otra opción de sistema mixto implica añadir alcalinidad a las aguas mediante la introducción de caliza en los drenajes que van a parar a las balsas, con esto se consigue reducir la acidez de las aguas previamente a su entrada en las mismas.

Como se detalla más adelante, en el presente trabajo se va a dedicar mayor atención a un tipo de sistema mixto formado por un S.A.P.S. y un dispositivo de decantación situado a continuación de éste.

En este apartado se presentan tres propuestas, las dos primeras (propuestas nº 3 y 4) se aplicarían previamente a que las aguas entrasen al lago y la tercera (propuesta nº5) se aplicaría a las aguas que desaguará el lago una vez se haya llenado:



Sistemas ubicados antes del lago:

En este caso se tratan las aguas que discurren por todo el entorno minero con anterioridad a su desagüe al lago.

**Propuesta n°3: S.A.P.S + Balsa de decantación + Humedal*, en el que el agua que sale del S.A.P.S va a parar a una balsa aerobia o humedal previo paso por una balsa de decantación.

**Propuesta n°4: S.A.P.S + Lago*; en este supuesto se realiza el desagüe directamente al lago, el cual actuará propiamente como una balsa de decantación.

Sistemas ubicados después del lago:

Las aguas que aquí se tratarían corresponderían a las de vertido del lago una vez se haya completado su llenado.

**Propuesta n°5: S.A.P.S + Balsa.*

En primer término se definirán los S.A.P.S. puesto que es la parte común de los prototipos propuestos. A continuación, se explicará cada una de las propuestas por separado, indicando los diferentes componentes de los que constan así como su funcionamiento y efectividad.

Los S.A.P.S. (*Successive Alkalinity Producing System*) son sistemas que combinan por un lado una acción química, generada por la adición de materiales alcalinos; y por otro una acción biológica que facilita tanto la reducción de algunos metales como el aumento de la alcalinidad.



Son los métodos más sencillos y asequibles económicamente y aunque se puede considerar que son bastante recientes (diseñados por vez primera por Kepler y McCleary en 1994), la mayor parte de los experimentos realizados hasta el momento demuestran su eficacia. Este tipo de método en concreto, es específico para el tratamiento de aguas con elevado pH y altas concentraciones de Fe y Al, como es el presente caso.

Los S.A.P.S están formados por tres capas (Fig. 31); una superior de agua embalsada, una intermedia formada por materia orgánica y una inferior constituida por una capa de caliza. Todo esto se dispone en una especie de estanque excavado en el cual se hace fluir el agua de forma vertical, de modo que vaya atravesando todo el conjunto de capas que componen el sistema. La disposición sería la siguiente:

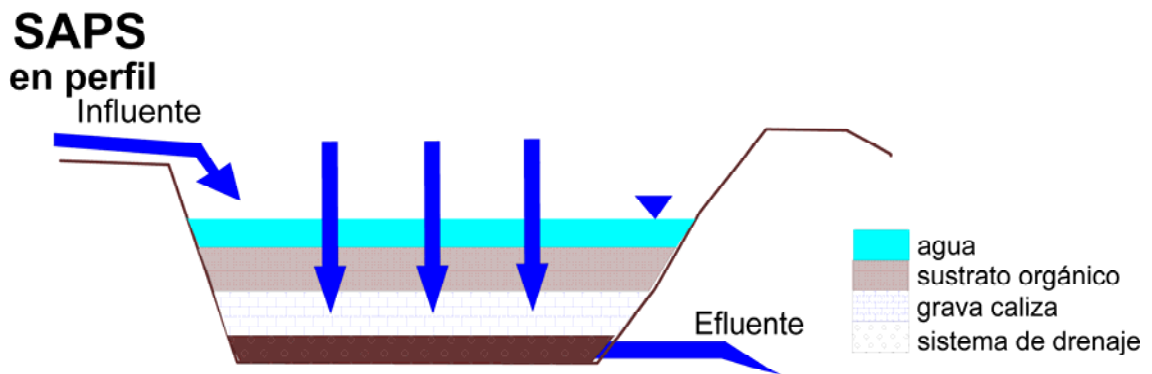


Figura 31. Vista en perfil de un S.A.P.S.

El agua es recogida mediante un sistema de tuberías y se hace entrar al sistema por su parte más superior hasta conseguir un espesor de lámina de agua de unos dos metros (Fig. 32). De este modo, se reduce la posibilidad de que el oxígeno penetre por difusión en el sistema y se facilita el mantenimiento de las condiciones anaerobias.



A continuación, el agua pasa por una capa de materia orgánica de aproximadamente 0,5 m de espesor. En esta capa se va a producir el proceso de reducción del Fe^{3+} a Fe^{2+} , se consume el O_2 que pudiera ir disuelto y quedan retenidos algunos posibles metales (Al, Co, Zn, Ni). Con esto se consigue alargar la vida útil de la subsiguiente capa de caliza, que de otro modo, podría ser “armorizada” por precipitación de hierro o vería mermada su conductividad hidráulica por precipitación de Al, por ejemplo.



Figura 32. Detalle de las tuberías de desagüe al S.A.P.S.³

El sustrato que compone este lecho, puede ser cualquiera de los nombrados en los sistemas pasivos anteriores (lodos, compost, estiércol,...) ya que el objetivo que éstos buscan es el mismo.

Finalmente, se dispone la capa de grava caliza de entre 0,5 y 1 m (Fig. 33). Con ésta se pretende promover la adición de alcalinidad a las aguas una vez que ya han atravesado la capa orgánica y por tanto ya se ha consumido

³ Fuente: LIMEISA. Figura correspondiente a un S.A.P.S. construido en las instalaciones de la Mina de Meirama.



el oxígeno. De esta forma, no se originarán hidróxidos que puedan acumularse en la superficie de los granos de caliza anulando su actividad.

La salida del agua tiene lugar a través de un conjunto de tubos perforados situados bajo la caliza, para ir a desaguar a una balsa exterior.



Figura 33. Sustrato de caliza localizado en el fondo de un S.A.P.S.⁴

⁴ Fuente: LIMEISA.



6.8.2.1. Descripción de los sistemas ubicados antes que el lago:
Dimensionamiento realizado sin restricciones de espacio.

En este apartado los cálculos se hacen considerando que no existen restricciones en el espacio, atendiendo tan solo a las concentraciones presentes en las aguas que se deben tratar.

6.8.2.1.1. Dimensionamiento de los S.A.P.S:

El tamaño de estos sistemas depende tanto de la carga contaminante como del caudal de entrada, por tanto, el tratamiento de estas aguas de mina dirigirá su atención tanto a procesos de eliminación de los metales como a las reacciones de neutralización de acidez. Para que el sistema quede perfectamente dimensionado es necesario conocer el valor de la acidez total. Hedin *et al.*, 1994 propusieron la siguiente fórmula para calcular el valor de la Acidez calculada (Ac_c):

$$Ac_c = 50 [2/56 [Fe^{2+}] + 3/56 [Fe^{3+}] + 3/27 [Al] + 2/55 [Mn] + 1000 (10^{-pH})]$$

(Ecuación 4.2.1)

Donde:

- Ac_c se expresa en mg/l de $CaCO_3$
- Concentraciones metálicas en mg/l

Para el cálculo de la acidez se ha supuesto que todo el Fe que hay en el sistema corresponde al ión ferroso, ya que el Fe^{3+} es muy poco soluble y por tanto es difícil que se encuentre presente bajo estas condiciones, por ello se obviará en los cálculos.



Una vez calculado el valor de la acidez y conocidos los caudales que se quieren tratar, la superficie mínima requerida para el S.A.P.S. se consigue fácilmente mediante la fórmula:

$$\text{Área (m}^2\text{)} = [\text{Ac}_c \text{ (g/m}^3\text{)} * \text{Q (m}^3\text{/d)}] / 30\text{-}50 \text{ (g de acidez/m}^2\text{*d)}$$

(Ecuación 4.2.2)

Ese valor de 30-50 g de acidez por metro cuadrado y por día es un criterio de referencia sobre eliminación de acidez propuesta por Hedin (Hedin *et al*, 1994a), en base a la experiencia obtenida tras el estudio de varios de estos sistemas en funcionamiento en USA.

Estos criterios de dimensionamiento, así como otros que aparecerán a lo largo del documento, están definidos en la bibliografía en base a los resultados alcanzados en numerosas experiencias de campo y laboratorio.

El último parámetro que requiere la construcción del S.A.P.S. hace mención al tiempo de residencia del agua en el sistema y la profundidad o espesor que debe tener el mismo:

$$T_{\text{res}} \text{ (h)} = V \text{ (m}^3\text{)} / Q \text{ (m}^3\text{/h)}$$

(Ecuación 4.2.3)

O lo que es lo mismo:

$$T_{\text{res}} \text{ (h)} = [S \text{ (m}^2\text{)} * d \text{ (m)} * \mu] / Q \text{ (m}^3\text{/h)}$$

(Ecuación 4.2.4)

Donde:

- T_{res} : es el tiempo de residencia
- S: el área calculada para el sistema.



- d: espesor del sustrato.
- μ : porosidad del sustrato (%)
- Q: caudal de entrada

En cuanto a la capa de caliza se recomienda colocar un espesor de entre 0,5 y 1 m, puesto que capas de menor espesor no parecen ser eficaces en el proceso de generación de alcalinidad (Watzlaf *et al*, 2004). En este caso y con el fin de aumentar la eficacia, se han tomado los siguientes criterios para cada una de las capas que constituyen el S.A.P.S:

- Capa de caliza: 1m de espesor y un 40% de porosidad (D_{80} en torno a 25 mm).
- Sustrato orgánico: 0,5 m de espesor y un 30% de porosidad.
- Lámina de agua: 1,5 m de espesor y un 100% de porosidad.

Todos estos datos se utilizarán más adelante para el cálculo de los tiempos de residencia.

Y para conseguir que este sistema sea lo más exitoso posible, se consideró como criterio de dimensionamiento para la eliminación de acidez, el propuesto por Watzlaf, igual a $40 \text{ g/m}^2 \cdot \text{d}$.

Todos los cálculos del presente informe se realizaron bajo dos escenarios cada uno de los cuales representa valores de calidad diferentes:

Escenario nº 1- en el que se tienen en cuenta los datos de calidad propuestos en el informe de Golder (Golder, 2002) como caso de calidad "intermedia", puesto que las previsiones apuntan a que éste será el escenario que se presente en el futuro.



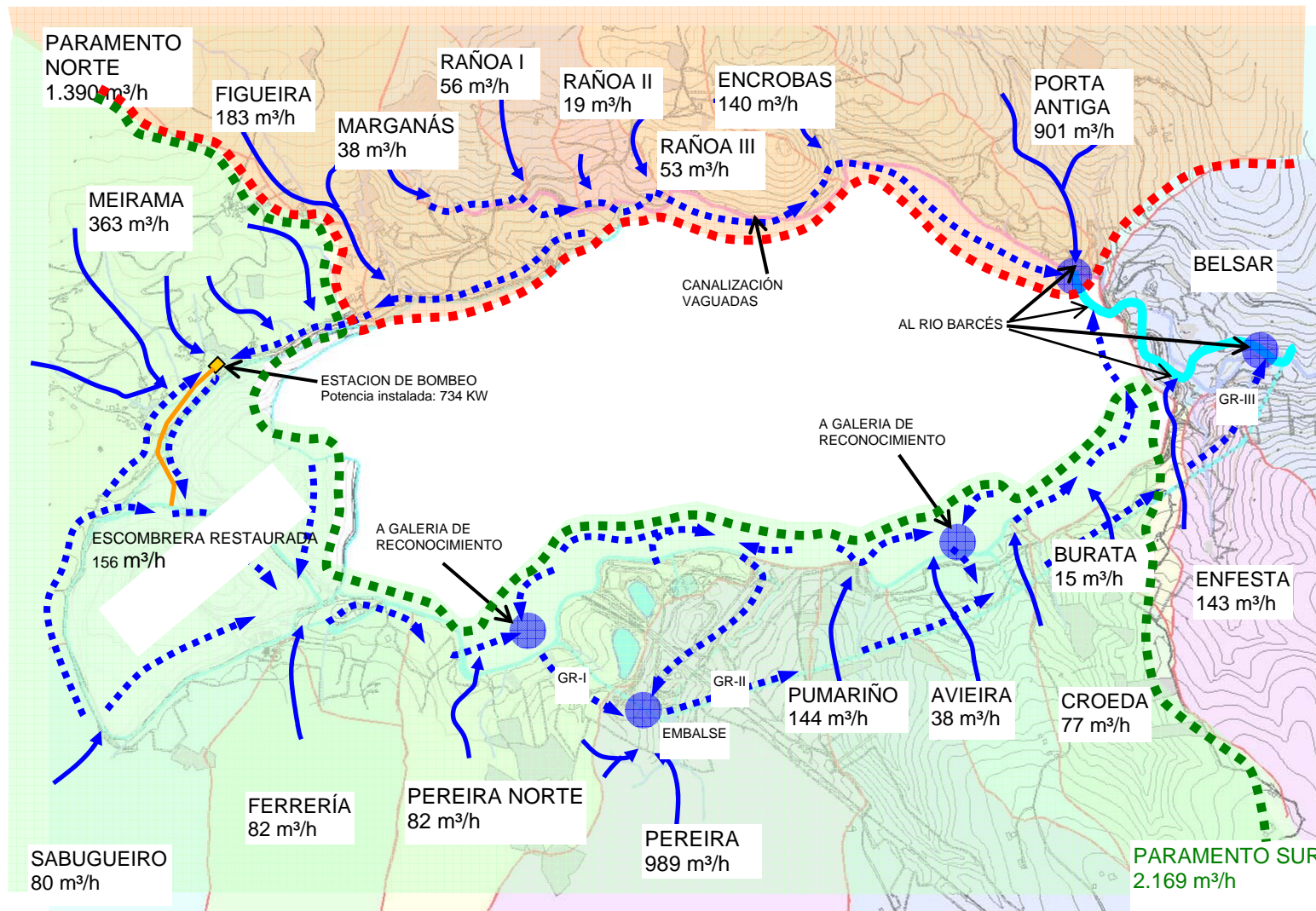
Escenario n° 2- en el cual se utilizan las concentraciones correspondientes al “peor” de los casos definidos por Golder, adoptando una actitud conservadora.

Además, para cubrir un mayor rango de posibilidades, se tuvieron en cuenta tres opciones diferentes en función del tipo de aguas que se pretenden llevar al sistema de tratamiento.

En la figura 34 quedan representados el conjunto de efluentes que se desarrollan a lo largo de todo el entorno de la mina. Se ha hecho una agrupación por zonas, en función de los materiales por los que circula y de su calidad. De esta forma se presentan por un lado los que recorren el *Paramento Norte* (en marrón), constituido por granitos y considerados de buena calidad y una composición más o menos homogénea.

Las más problemáticas se agrupan en el denominado *Paramento Sur* (color verde), las cuales atraviesan en su mayoría los esquistos y la escombrera interior. Éstas presentan junto con el propio drenaje del fondo de la mina, la aguas de peor calidad, con muy bajo pH y elevadas concentraciones de sulfatos y metales traza.

Teniendo en cuenta los resultados analíticos de cada uno de estos tipos aguas, las correspondientes a la escombrera serían las más adecuadas para ser tratadas. Se considerarán también aquellas procedentes de las cuencas de ambos paramentos puesto que serán estudiados casos de mezcla entre aguas calidades diferentes, al preverse posibles fenómenos de dilución que eviten que deban ser sometidas a algún proceso de tratamiento.



APORTE DE CAUDAL:	
•Paramento Norte:	1.391 m³/h
•Paramento Sur:	2.169 m³/h
Total Cuencas:	3.559 m³/h
•Precipitación ⁽¹⁾ :	197 m³/h
•Pozos de drenaje:	79 m³/h
•Aguas subterráneas:	107 m³/h
Agua de mina:	384 m³/h
TOTAL:	3.944 m³/h
	34.546.320 m³/año

(1) Precipitación directa-Infiltración-Evaporación

Figura 34. Situación actual de las aguas que circulan por la mina.



La siguiente tabla (tabla 3) muestra los tres casos que se han tomado para el estudio, identificando el tipo de aguas que se recogen y sus caudales:

CASOS	CAUDAL (m ³ /h)			Q total (m ³ /h)
	Escombrera	Cuencas N	Cuencas S	
<i>Escombrera</i>	156			156
<i>Escombrera</i> + <i>Cuencas N</i>	156	1391		1547
<i>Escombrera</i> + <i>Cuencas S</i>	156		2169	2325

Tabla 3. Casos de estudio tenidos en cuenta en función de las aguas a tratar.

En el primer caso, se tratan las aguas de escombrera solas. En el segundo caso, se mezclan con las aguas escurridas e infiltradas a través de los granitos (Cuencas N), y en el tercero con las de la Cuenca S, que han atravesado un sustrato formado por esquistos.

En la tabla siguiente (tabla 4), se muestran los valores de pH, Fe, Al y Mn, correspondientes a las analíticas realizadas por Golder:

<i>Parámetro medido</i>	<i>Unid.</i>	<i>Escenario 1</i>		<i>Escenario 2</i>	
		<i>Escombrera</i>	<i>Cuencas</i>	<i>Escombrera</i>	<i>Cuencas</i>
<i>pH</i>	s.u.	3,01	7,06	2,81	6,91
<i>Mn</i>	mg/l	15,63	0,04	29,42	0,05
<i>Al</i>	mg/l	11,5	1	22	1
<i>Fe</i>	mg/l	38,10	0,10	71,7	0,1

Tabla 4. Concentraciones de los principales parámetros medidos.



Considerando que las aguas se van a mezclar en los sistemas de conducción hacia el S.A.P.S, el efluente presentará unas características químicas intermedias entre ellas. Los caudales correspondientes a cada uno de los efluentes considerados (tabla 3) se tuvieron en cuenta a la hora de calcular las dimensiones del sistema, ponderando cada parámetro considerado, de esta forma se pretende que la tasa de entrada correspondiente a cada uno de los escenarios (tabla 5) se ajuste lo más posible a la realidad.

ENTRADAS	TASAS DE ENTRADA (%)		
	Escombrera	Cuencas N	Cuencas S
<i>Escombrera</i>	100	0	0
<i>Esc. + Cuencas N</i>	10	90	0
<i>Esc. + Cuencas S</i>	7	0	93

Tabla 5. Proporciones relativas de entrada al S.A.P.S. para cada influente considerado.

Un dato importante a tener en cuenta a la hora de tratar con aguas de calidad dudosa, es la legislación para vertido de aguas. Esta ley nos marca unos límites (tabla 11 de los anexos) para cada parámetro presente en las aguas que no puede ser sobrepasado, con lo cual, el sistema debe ser dimensionado para que a la salida del mismo las aguas tratadas tengan como máximo las siguientes concentraciones:

- Valor de pH = 5,5 - 9,5
- Concentración de Fe total ≤ 2 mg/l
- Conc. Mn ≤ 2 mg/l

Con aguas de este tipo se estaría cumpliendo la legislación.



Una vez definidos todos los factores del sistema en estudio, se procede a calcular los parámetros necesarios para dimensionar el sistema:

6.8.2.1.1. a. Dimensionamiento del S.A.P.S. del Escenario 1:

Los valores de Acidez calculada (tabla 6) para cada efluente por separado y teniendo en cuenta los valores medios ponderados serían, según la Ecuación 4.2.1:

<i>Escenario 1</i>	[Fe] (mg/l)	[Mn] (mg/l)	pH	Ac_c (mg/l CaCO ₃)
<i>Escombrera</i>	38,10	15,63	3,01	209,40
<i>Esc. + Cuencas N</i>	3,90	1,60	6,66	21,29
<i>Esc. + Cuencas S</i>	2,76	1,13	6,78	16,64

Tabla 6. Valores de Acidez Calculada (Ac_c).

Como se puede comprobar, los valores de acidez obtenidos en los casos en los que se ha tenido en cuenta la entrada de aguas pertenecientes a las cuencas, son mucho menores. Esto corrobora la hipótesis de que se producen fenómenos de dilución. Sus elevados porcentajes de entrada y sus bajas concentraciones, hacen reducir considerablemente el efecto perjudicial que podría generar el efluente de la escombrera.

En el caso de un agua "ideal", con las concentraciones máximas permitidas por la legislación, el valor de la acidez calculada estaría próximo a 13 mg/l:

[Fe]	[Al]	[Mn]	pH	AC_c
2 mg/l	1 mg/l	2 mg/l	5,50	12,91 mg/l



A los valores iniciales de acidez calculada obtenidos con los datos reales correspondientes a las aguas estudiadas, se les resta este valor de acidez máxima permitida. Con esto se obtienen los los valores de acidez que debería ser eliminada en el sistema diseñado y que se utilizarán para realizar los cálculos de cada caso de estudio (tabla 7). Esto significa que las aguas a la salida del sistema tendrán un valor de acidez de 13 mg/l CaCO₃:

<i>Escenario 1</i>	Ac_c Final (mg/l CaCO₃)
<i>Escombrera</i>	196,40
<i>Esc. + Cuencas N</i>	8,29
<i>Esc. + Cuencas S</i>	3,64

Tabla 7. Valores finales de Ac_c que deben ser eliminados.

Este valor se corresponde con el exceso de acidez que es necesario tratar para que las aguas posean la calidad adecuada.

Una vez determinados los valores de Ac_c para cada caso, se procede al cálculo del área del S.A.P.S. (tabla 8) según la *Ecuación 4.2.2*:

<i>Escenario 1</i>	<i>Caudal (l/min)</i>	<i>Ac_c Final (mg/l CaCO₃)</i>	<i>Criterio dimension. (g/m²*d)</i>	Área (Ha)
<i>Escombrera</i>	2600	196,4	40	1,8
<i>Escombrera + Cuencas N</i>	25783	8,29	40	0,7
<i>Escombrera + Cuencas S</i>	38750	3,64	40	0,5

Tabla 8. Cálculo del área de los S.A.P.S. del Escenario 1.



El tiempo de residencia (tabla 9) que debe permanecer el agua dentro del sistema descrito será:

<i>Escenario 1</i>	<i>Tipo Sustrato</i>	<i>Porosidad</i>	<i>Prof. (m).</i>	<i>Área (m²)</i>	<i>Tr (h)</i>
<i>Escombrera</i> (156 m ³ /h)	<i>Capa caliza</i>	0,4	1	18383,04	47,14
	<i>S. orgánico</i>	0,3	0,5		17,68
	<i>Lámina libre</i>	1	1,5		176,76
				TOTAL	241,57
<i>Esc. + Cuencas N</i> (1547 m ³ /h)	<i>Capa caliza</i>	0,4	1	7694,68	1,99
	<i>S. orgánico</i>	0,3	0,5		0,75
	<i>Lámina libre</i>	1	1,5		4,92
				TOTAL	7,66
<i>Esc. + Cuencas S</i> (2325 m ³ /h)	<i>Capa caliza</i>	0,4	1	5077,8	0,87
	<i>S. orgánico</i>	0,3	0,5		0,33
	<i>Lámina libre</i>	1	1,5		3,28
				TOTAL	4,48

Tabla 9. Cálculo del T_{res} necesario en los S.A.P.S. del Escenario 1.

Este valor representa el tiempo que debe pasar toda gota desde que entra en el sistema hasta que sale del mismo y durante el cual experimenta el tratamiento.

Queda por tanto clara la influencia que tiene el caudal y la carga metálica presente en las aguas a tratar a la hora de dimensionar estos sistemas. En el caso en el que se tratan las aguas de la escombrera por sí solas, el sistema requiere un tiempo de residencia mucho mayor que en los otros dos casos.



6.8.2.1.1. b. Dimensionamiento del S.A.P.S del Escenario 2:

De igual modo que en el caso anterior se obtiene el valor de la Acidez calculada (tabla 10) para este escenario:

<i>Escenario 2</i>	<i>[Fe] (mg/l)</i>	<i>[Al] (mg/l)</i>	<i>[Mn] (mg/l)</i>	<i>pH</i>	<i>Ac_c (mg/l CaCO₃)</i>
<i>Escombrera</i>	71,70	22,00	29,42	2,81	381,56
<i>Escombrera + Cuencas N</i>	7,26	3,10	2,99	6,50	35,67
<i>Escombrera + Cuencas S</i>	5,11	2,47	2,11	6,62	26,71

Tabla 10. Valores de Acidez Calculada (Ac_c).

La tabla siguiente (tabla 11) muestra los datos correspondientes al área del S.A.P.S:

<i>Escenario 2</i>	<i>Caudal (l/min)</i>	<i>Ac_c Final (mg/l CaCO₃)</i>	<i>Criterio dimension. (g/m²*d)</i>	<i>Área (Ha)</i>
<i>Escombrera</i>	2600	368,56	40	3,5
<i>Escombrera + Cuencas N</i>	25783	22,67	40	2,1
<i>Escombrera + Cuencas S</i>	38750	13,61	40	1,9

Tabla 11. Cálculo del área de los S.A.P.S. del Escenario 2.

En la tabla 12 se presentan el cálculo del tiempo de residencia y el espesor del sustrato que se ha considerado para realizar dichos cálculos:



Escenario 2	Tipo Sustrato	Porosidad	Prof. (m).	Área (m ²)	Tr (h)
Escombrera (Q= 156 m ³ /h)	Capa caliza	0,4	1	34497,22	88,45
	S. orgánico	0,3	0,5		33,17
	Lámina libre	1	1,5		331,70
				TOTAL	453,33
Esc. + Cuencas N (Q=1547 m ³ /h)	Capa caliza	0,4	1	21042,02	5,44
	S. orgánico	0,3	0,5		2,04
	Lámina libre	1	1,5		20,40
				TOTAL	27,88
Esc. + Cuencas S (Q=2325 m ³ /h)	Capa caliza	0,4	1	18985,95	3,27
	S. orgánico	0,3	0,5		1,22
	Lámina libre	1	1,5		12,25
				TOTAL	16,74

Tabla 12. Cálculo del T_{res} necesario en los S.A.P.S. del Escenario 2.

De esta forma ya queda dimensionado totalmente un S.A.P.S bajo diferentes escenarios que pudieran presentarse y teniendo en cuenta tanto las concentraciones que presenta el influente de la mina de Meirama como los límites marcados en la legislación.

Con el S.A.P.S. lo que se consigue es paliar sólo el problema de la acidez. Por eso, todo sistema de este tipo debe estar seguido de una balsa de decantación o un humedal aerobio el cual permita los procesos de oxidación, precipitación y decantación necesarios para conseguir la eliminación de metales como Fe y Mn.

El paso del S.A.P.S al humedal se hará mediante una cascada de aireación lo que requiere una diferencia de cota entre ambos estanques que permita su disposición. Al final de la cascada se colocará una tubería que



recoja las aguas y las distribuya de manera uniforme por todo el ancho de la balsa.

El dispositivo final a la salida de la balsa, constará simplemente de un sistema de tuberías que vayan a parar al lago, donde las aguas ya tratadas serán mezcladas con el resto de aguas que formen parte del futuro lago. Este tratamiento anterior a la llegada al lago, le proporcionará aguas de mejor calidad, plenamente aptas para su posterior desagüe al río Barcés.

Los dos prototipos descritos a continuación presentan diferencias en cuanto al dispositivo final con el que se complementan, por tanto serán descritos individualmente:

6.8.2.1.2. Propuesta nº 3: S.A.P.S + Balsa + Humedal aerobio

Los humedales construidos han demostrado ser en numerosos estudios métodos tecnológicamente factibles y costo efectivos para tratar aguas procedentes del drenaje ácido de mina cargadas con metales.

Los drenajes ácidos típicos de la minería de carbón contienen las formas más solubles de hierro y manganeso (Fe^{+2} y Mn^{+2}). Gracias a las condiciones aerobias proporcionadas por el humedal y mediante catálisis microbiana, van a tener lugar los procesos que conllevan su oxidación y precipitación. Estas reacciones generan iones de hidrógeno que provocan el aumento del pH y por tanto la reducción de la acidez de las aguas. Con un pH de 5 o mayor, se incrementa en gran medida el número de bacterias capaces de oxidar el hierro usando el material orgánico como fuente de nutrientes.

Estos humedales consisten en una especie de estanque excavado en el terreno a poca profundidad y que es rellenado con tierra natural, sobre la que se disponen plantas palustres. Con esto se pretenden reproducir las mismas



condiciones que en las ciénagas naturales, en las que se observa que las aguas ácidas consiguen una mejora importante de su calidad al atravesarlas.

Como especie vegetal a plantar, se utilizará *Thypha Latifolia* por su buena disponibilidad y su alta tolerancia frente a aguas muy agresivas (Hedin, 1989). Complementando a éstas podrían disponerse *Phragmitex, sp* (espadañas), juncos (*juncus, sp*) o falsos lirios (*Iria pseudocorus*).

En los últimos años se ha extendido la utilización de plantas hidropónicas (Fig. 35), es decir, plantas que no necesitan un suelo para su crecimiento, tan sólo agua o un sustrato arenoso.



Figura 35. Detalle de plantas hidropónicas dispuestas sobre mallas (izq) y tubos (drcha).

Estas plantas se hacen crecer en las partes más superficiales de la lámina de agua suspendidas en diversos dispositivos (mallas, tubos, láminas, etc.) que ocupan la totalidad del estanque. Para su crecimiento, requieren elevadas cantidades de nutrientes, los cuales serían suministrados a través de las aguas por el propio sustrato orgánico que constituye el humedal. Las especies a utilizar podrían ser las mismas que en el caso anterior, es decir,



Typhas. Tan solo variaría su disposición dentro del estanque. Serían por tanto otra opción a tener en cuenta como complemento de dicho sustrato.

Lo más usual es que en el fondo del humedal, se coloque un material impermeable - como el polietileno de alta densidad - que impida la filtración de su contenido en el subsuelo (Fig. 36), colocado sobre un geotextil que evitará posibles punzamientos del mismo.



Figura 36. Detalle del relleno e impermeabilización de una balsa.

El fin de estos sistemas es permitir la oxidación e hidrólisis de los metales, por eso es importante conseguir una alta concentración de oxígeno en el agua y un tiempo de contacto entre éstas y el lecho, suficiente para que tengan lugar dichos procesos. Es por esto que se recomienda construir pequeños muros o bermas dentro del estanque que promuevan el serpenteo del agua.

Al igual que el caso anterior, su diseño también está condicionado por una serie de parámetros; en este caso serán los niveles de Fe y Mn en el efluente a



tratar. Para los cálculos se consideraron los valores medios ponderados de estos elementos presentes en cada uno de los efluentes considerados.

Hay que indicar que aunque estas aguas han sido previamente tratadas en el S.A.P.S., las concentraciones de estos elementos a su salida se suponen las mismas que las de entrada, ya que estos sistemas actúan reduciendo la acidez del influente, pero no actúan sobre la carga metálica. Esta consideración se ha realizado manteniendo una hipótesis conservadora, ya que es de suponer que el incremento de alcalinidad generado en el interior del SAPS provoque la precipitación de gran parte de los iones metálicos a la salida del mismo.

Con el fin de alargar la vida del humedal, se propone construir entre éste y el S.A.P.S. una balsa de decantación. El fin de colocar estos sistemas, es poner en contacto el agua con el aire para facilitar las reacciones de oxidación y sedimentación de los metales, sobre todo del Fe. Cuanto más lento sea el paso del flujo por la balsa, más fácilmente se producirán dichos procesos. De este modo, parte de la carga metálica que llevan las aguas, se oxidará y precipitará en la balsa, evitando una rápida saturación en la zona inicial del humedal que podría inutilizarlo en poco tiempo.

Con la implantación de esta balsa, se ha hecho la consideración de que la mitad de la carga correspondiente al Fe será eliminada en la misma, de forma que el humedal tendrá sólo que tratar aguas con una concentración de Fe que será la mitad de lo que presentaba el efluente a su entrada en el S.A.P.S. Esta consideración se ha basado en la facilidad que posee el Fe^{2+} para precipitar en presencia de cantidades suficientes de oxígeno pero no sucede así en el caso del Mn. La eliminación de éste en aguas ácidas de mina es difícil, debido al peculiar comportamiento químico de este elemento. Su



eliminación requiere la oxidación de Mn^{2+} a formas más oxidadas (Mn^{3+} y Mn^{4+}), pero estos procesos son fuertemente dependientes del pH y la temperatura. Normalmente requieren un pH próximo a 10 para iniciar una rápida oxidación, con pH inferiores a 4 no suelen generarse.

Sin embargo, en aguas con elevados contenidos de Fe, el Mn puede ser eliminado a valores de pH más bajos que en aguas en las que no existe Fe. La eliminación conjunta de ambos elementos es secuencial, de modo que la eliminación del Mn no comenzará hasta que haya precipitado todo el Fe presente en las aguas. Algunos autores (Watlaf, 1988) consideran un estadio de coprecipitación, en el cual los iones de Mn son adsorbidos por las cargas negativas de las moléculas de los óxidos de Fe ya precipitados.

En conclusión se puede considerar, que la balsa de precipitación actuará de forma eficaz en el caso del Fe, pero los valores de Mn a la salida de la misma no diferirán en gran medida de los que presentaba a la salida.

Para el diseño de estas balsas se ha considerado mantener el agua un tiempo igual a 1 hora y proporcionarle a la misma una profundidad de 2 metros.

Teniendo en cuenta todas estas consideraciones, las balsas necesarias para cada uno de los casos de estudio, deberán presentar las siguientes áreas (tabla 13):



Casos	Q Considerado (m ³ /h)	Área Balsa (m ²)
Escombrera	160	80
Esc. + Cuencas N	1550	775
Esc. + Cuencas S	2330	1165

Tabla 13. Áreas correspondientes a las balsas de decantación.

Se han considerado caudales algo mayores que los reales con el fin de sobredimensionar el sistema para evitar procesos de desbordamiento que podrían ocurrir en momentos de grandes precipitaciones (aunque en ese caso, la dilución con agua de lluvia, garantizará su calidad).

Centrando ya la atención en la construcción del humedal, para calcular sus parámetros se han utilizado como criterios de dimensionamiento los siguientes (Hedin *et al.*, 1994), sobre la capacidad de eliminación de Fe y Mn en este tipo de unidades:

- 20 (g/m² * día) para el Fe
- 1 (g/m² * día) para el Mn
-

Para el cálculo de la carga contaminante se procede de la siguiente forma:

$$\text{Carga de Fe (g/día)} = 1,44 * Q \text{ (l/min)} * [\text{Fe}] \text{ (mg/l)}$$

$$\text{Carga de Mn (g/día)} = 1,44 * Q \text{ (l/min)} * [\text{Mn}] \text{ (mg/l)}$$

(Hedin,R.S. *et al.*, 1993)



Del mismo modo que en los cálculos realizados para el S.A.P.S., se tiene en cuenta que la ley permite verter aguas con 2 mg/l de Fe y 1mg/l de Al, por eso a las concentraciones del influente se le restan estos valores (tabla 14), de manera que el sistema quedará dimensionado para que las aguas salgan con estas concentraciones máximas.

	<i>Casos</i>	<i>Concentraciones Iniciales</i>	<i>Límite</i>	<i>Concentraciones Finales</i>
[Fe] (mg/l)	<i>Escombrera</i>	19,05	2 mg/l	17,05
	<i>Esc. + Cuencas N</i>	1,95		No excede
	<i>Esc. + Cuencas S</i>	1,38		No excede
[Mn] (mg/l)	<i>Escombrera</i>	15,63		13,63
	<i>Esc. + Cuencas N</i>	1,6		No excede
	<i>Esc. + Cuencas S</i>	1,13		No excede

Tabla 14. Concentraciones finales que deben ser eliminadas de las aguas.

Se observa que tanto en el segundo como en el tercer caso, las concentraciones de Fe y Mn presentes en las aguas no superan los límites establecidos por la ley, con lo cual las aguas una vez que salen del S.A.P.S. podrían ser conducidas de forma directa al lago.

6.8.2.1.2. a. Cálculo de los parámetros del humedal para el Escenario 1:

La tabla siguiente (tabla 15) muestra los valores de concentración de Fe correspondientes a cada caso de estudio:



<i>Escenario 1</i>	<i>[Fe] (mg/l)</i>	<i>Factor conversión</i>	<i>Q (l/min)</i>	<i>Carga de Fe (g/día)</i>
<i>Escombrera</i>	17,05	1,44	2600	63835,20
<i>Esc. + Cuencas N</i>	1,95 *	1,44	25783	72398,66
<i>Esc. + Cuencas S</i>	1,38 *	1,44	38750	77004

Tabla 15. Cálculo de la carga de Fe para el Escenario 1.

Del mismo modo, se calcula la carga de Mn contenida en las aguas (tabla 16):

<i>Escenario 1</i>	<i>[Mn] (mg/l)</i>	<i>Factor conversión</i>	<i>Q (l/min)</i>	<i>Carga de Mn (g/día)</i>
<i>Escombrera</i>	13,63	1,44	2600	51030,72
<i>Esc. + Cuencas N</i>	1,6 *	1,44	25783	59404,03
<i>Esc. + Cuencas S</i>	1,13 *	1,44	38750	63054,00

Tabla 16. Cálculo de la carga de Mn para el Escenario 1.

Para estimar el tamaño del humedal necesario para conseguir una mejora de la calidad del agua estudiada se utilizó la siguiente fórmula:

$$\text{Tamaño mínimo del humedal (m}^2\text{)} = \text{Carga de Fe (g/día)} / 20 \text{ (g/m}^2\text{ * día)}$$

$$\text{Tamaño mínimo del humedal (m}^2\text{)} = \text{Carga de Mn (g/día)} / 1 \text{ (g/m}^2\text{ * día)}$$

Según esto, el tamaño mínimo requerido para eliminar el Fe (tabla 17) y el Mn (tabla 18) será:



<i>Escenario 1</i>	<i>Carga de Fe (g/día)</i>	<i>Criterio Dimension. (g/m²* día)</i>	<i>Área (Ha)</i>
<i>Escombrera</i>	67579,20	20	0,33

Tabla 17. Tamaño mínimo necesario para eliminar el Fe en el humedal.

<i>Escenario 1</i>	<i>Carga de Mn (g/día)</i>	<i>Criterio Dimension. (g/m²* día)</i>	<i>Área (Ha)</i>
<i>Escombrera</i>	51030,72	1	5,1

Tabla 18. Tamaño mínimo necesario para eliminar el Mn en el humedal.

Sólo se han representado los cálculos correspondientes al caso en el cual las concentraciones de Fe y Mn eran superiores a los límites exigidos.

Como se comentó anteriormente, la eliminación del Fe y Mn tiene lugar de forma secuencial en los sistemas pasivos y por tanto, si se quisiera eliminar ambos metales, el área total del sistema (tabla 19) sería la suma de las áreas requeridas para eliminar cada uno de ellos de manera individual:

<i>Escenario 1</i>	<i>Área total (Ha)</i>
<i>Escombrera</i>	5,44

Tabla 19. Tamaño mínimo necesario para eliminar los dos metales (Fe y Mn) en el humedal.

Hay que recordar la poca eficacia que poseen estos sistemas para reducir el Mn debido a las numerosas y específicas condiciones que requieren sus procesos de eliminación. Es por ello que en el presente caso de



estudio, se ha considerado construir el sistema obviando la eliminación del Mn puesto que ésta va a ser mínima. Por esto, sólo se tendrá en cuenta para cálculos posteriores, el área necesaria para eliminar el Fe.

Una vez que se conoce el área adecuada y proporcionándole a la balsa una sección rectangular, el volumen total de agua en el interior del humedal será:

$$V (m^3) = L * W * d * n$$

Donde:

- Área (m²) = L (longitud) y W (ancho).
- d, es la profundidad de la celda en m.
- n, porosidad del sustrato.

El tiempo de retención en el humedal (días) calculado en función de la porosidad es:

$$T_{res} = (L * W * d * n) / Q (m^3/día)$$

En este estudio se ha considerado una porosidad para el sustrato orgánico del 40% y un espesor igual a 1m.

Aplicando estas consideraciones se obtienen los siguientes valores correspondientes al volumen que debe tener el humedal (tabla 20) y el tiempo de residencia que debe permanecer el agua en el sistema:

<i>Escenario 1</i>	<i>Tipo Sustrato</i>	<i>Área (m²)</i>	<i>Porosidad</i>	<i>Prof. (m).</i>	<i>V (m³)</i>	<i>Tr (h)</i>
<i>Escombrera</i>	<i>Sustrato</i>	3191,76	0,4	1	1276,70	8,18
	<i>Lámina agua</i>	3191.76	1	0,5	1276.70	10,23
						18,41

Tabla 20. Volumen del humedal y T_{res} correspondiente al Escenario 1.



6.8.2.1.2. b. Cálculo de los parámetros del humedal para el Escenario 2:

Los cálculos para este escenario se realizaron de la misma forma que para el escenario anterior y teniendo en cuenta los mismo criterios de dimensionamiento.

En la tabla 21 se reflejan los valores correspondientes a las concentraciones de Fe y Mn que deben ser tratadas considerando su paso previo por la balsa y aplicándoles la reducción del límite legislativo.

	<i>Casos</i>	<i>Concentraciones Iniciales</i>	<i>Límite</i>	<i>Concentraciones Finales</i>
[Fe] (mg/l)	<i>Escombrera</i>	35,85	2 mg/l	33,85
	<i>Esc. + Cuencas N</i>	3,63		1,63
	<i>Esc. + Cuencas S</i>	2,55		0,55
[Mn] (mg/l)	<i>Escombrera</i>	15,63		13,63
	<i>Esc. + Cuencas N</i>	1,60		No excede
	<i>Esc. + Cuencas S</i>	1,13		No excede

Tabla 21. Cálculo de las concentraciones de Fe y Mn que se deben tratar.

Una vez definidos los valores de partida se calcula la carga de ambos metales (tabla 22) del mismo modo que se hizo para el escenario 1:

<i>Escenario 2</i>	<i>[Fe] (mg/l)</i>	<i>Carga de Fe (g/día)</i>	<i>[Mn] (mg/l)</i>	<i>Carga de Mn (g/día)</i>
<i>Escombrera</i>	33,85	126734,4	15,63	58518,72
<i>Esc. + Cuencas N</i>	1,63	60517,86	1,60	59404,03
<i>Esc. + Cuencas S</i>	0,55	30690	1,13	63054

Tabla 22. Cálculo de la carga de Fe y Mn para el Escenario 2.



En este escenario se observa que las concentraciones de manganeso en los dos casos de mezcla de aguas, no exceden los límites legislativos al restarle el valor de 2 mg/l permitido por la ley, por tanto no sería necesario su tratamiento. Tan sólo se muestran los cálculos realizados en los casos donde el tratamiento de las aguas se hace imprescindible.

Las siguientes tablas muestran finalmente el tamaño indicado para eliminar el Fe (tabla 23) y el Mn (tabla 24) en el presente escenario:

<i>Escenario 2</i>	<i>Carga de Fe (g/día)</i>	<i>Criterio Dimension. (g/m²* día)</i>	<i>Área (Ha)</i>
<i>Escombrera</i>	126734,4	20	0,63
<i>Esc. + Cuencas N</i>	60517,86	20	0,30
<i>Esc. + Cuencas S</i>	30690	20	0,15

Tabla 23. Tamaño mínimo necesario para eliminar el Fe en el humedal.

<i>Escenario 2</i>	<i>Carga de Mn (g/día)</i>	<i>Criterio Dimension. (g/m²* día)</i>	<i>Área (Ha)</i>
<i>Escombrera</i>	58518,72	1	5,85

Tabla 24. Tamaño mínimo necesario para eliminar el Mn en el humedal.

El área total requerida (tabla 25) para eliminar el Fe y el Mn será:



<i>Escenario 2</i>	<i>Área para Fe (Ha)</i>	<i>Área para Mn (Ha)</i>	<i>Área total (Ha)</i>
<i>Escombrera</i>	0,63	5,85	6,48
<i>Esc. + Cuencas N</i>	0,30	No necesario	0,30
<i>Esc. + Cuencas S</i>	0,15	No necesario	0,15

Tabla 25. Tamaño mínimo necesario para eliminar los dos metales en el humedal.

Finalmente, en la tabla 26 se indica el volumen de humedal y el cálculo del tiempo de residencia requerido, teniendo en cuenta como ya se explicó anteriormente sólo el área requerida para la eliminación del Fe:

<i>Escenario 2</i>	<i>Tipo Sustrato</i>	<i>Área (m²)</i>	<i>Porosidad</i>	<i>Prof. (m)</i>	<i>Q (m³/h)</i>	<i>V (m³)</i>	<i>Tres (h)</i>
<i>Escombrera</i>	<i>Sustrato</i>	6336,72	0,4	1	156	2534,688	16,25
	<i>Lámina agua</i>	6336,72	1	0,5	156	3168,36	20,31
							36,56
<i>Esc. + Cuencas N</i>	<i>Sustrato</i>	3025,89	0,4	1	600	1210,356	2,02
	<i>Lámina agua</i>	3025,89	1	0,5	600	1512,945	2,52
							4,54
<i>Esc. + Cuencas S</i>	<i>Sustrato</i>	1534,5	0,4	1	2200	613,8	0,28
	<i>Lámina agua</i>	1534,5	1	0,5	2200	767,25	0,35
							0,63

Tabla 26. Volumen y T_{res} del humedal correspondiente al Escenario 2.

En este escenario, el tiempo de residencia de las aguas sería mayor, debido a su mayor concentración de metales.



Finalmente el humedal queda perfectamente definido y listo para construir.

En las tablas siguientes (tablas 27 y 28) se muestra un resumen de todos los parámetros de dimensionamiento que se han calculado, para cada escenario propuesto:

Resumen de los parámetros necesarios para la construcción de los prototipos sin restricciones de espacio:

Escenario 1	S.A.P.S.				BALSA	HUMEDAL		
	Q (m^3/h)	Área (Ha)	Prof. Total (m)	T_{res} (h)	Área (m^2)	Área (Ha)	T_{res} (h)	Prof. Total (m)
<i>Escombrera</i>	156	1,8	3	241,57	80	0,32	18,41	1,5
<i>Esc. + Cuencas N</i>	1547	0,7	3	7,66	775	Tratamiento no necesario		
<i>Esc. + Cuencas S</i>	2325	0,5	3	4,48	1165	Tratamiento no necesario		

Tabla 27. Parámetros de dimensionamiento necesarios para construir el sistema correspondiente al *Escenario 1*.

Escenario 2	S.A.P.S.				BALSA	HUMEDAL		
	Q (m^3/h)	Área (Ha)	Prof. Total (m)	T_{res} (h)	Área (m^2)	Área (Ha)	T_{res} (h)	Prof. Total (m)
<i>Escombrera</i>	156	3,5	3	453,33	80	0,63	36,56	1,5
<i>Esc. + Cuencas N</i>	1547	2,1	3	27,88	775	0,3	4,54	1,5
<i>Esc. + Cuencas S</i>	2325	1,9	3	16,74	1165	0,15	0,63	1,5

Tabla 28. Parámetros de dimensionamiento necesarios para construir el sistema correspondiente al *Escenario 2*.



Como toda propuesta, también presenta una serie de inconvenientes, sobre todo derivados de las amplias áreas que el sistema requiere. El hecho de construir dos unidades diferentes hace necesarios grandes espacios de terreno en los que puedan disponerse. Además supone un coste mayor, a pesar de que la diferencia con los sistemas de tratamiento convencionales activos - basados en la adición de compuestos químicos - sigue siendo notoria.

A su favor destacar la inocuidad y bajo coste de los materiales que utiliza y su buena adaptabilidad al entorno, siendo el impacto visual y la concepción ecológica, factores relevantes en la sociedad actual.

La figura 37 representa un esquema con el que se pretende definir los diferentes componentes y partes del sistema recién calculado.

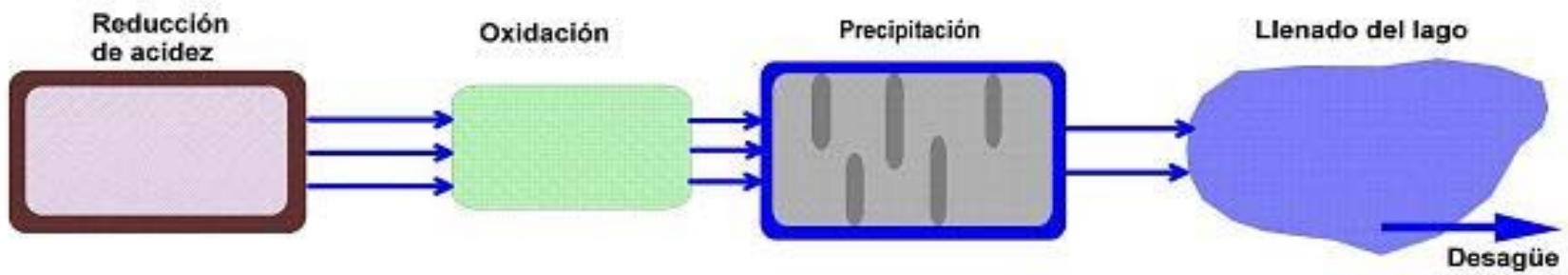


Figura 37a. Esquema completo del sistema. S.A..P.S. + Balsa decantación + Humedal

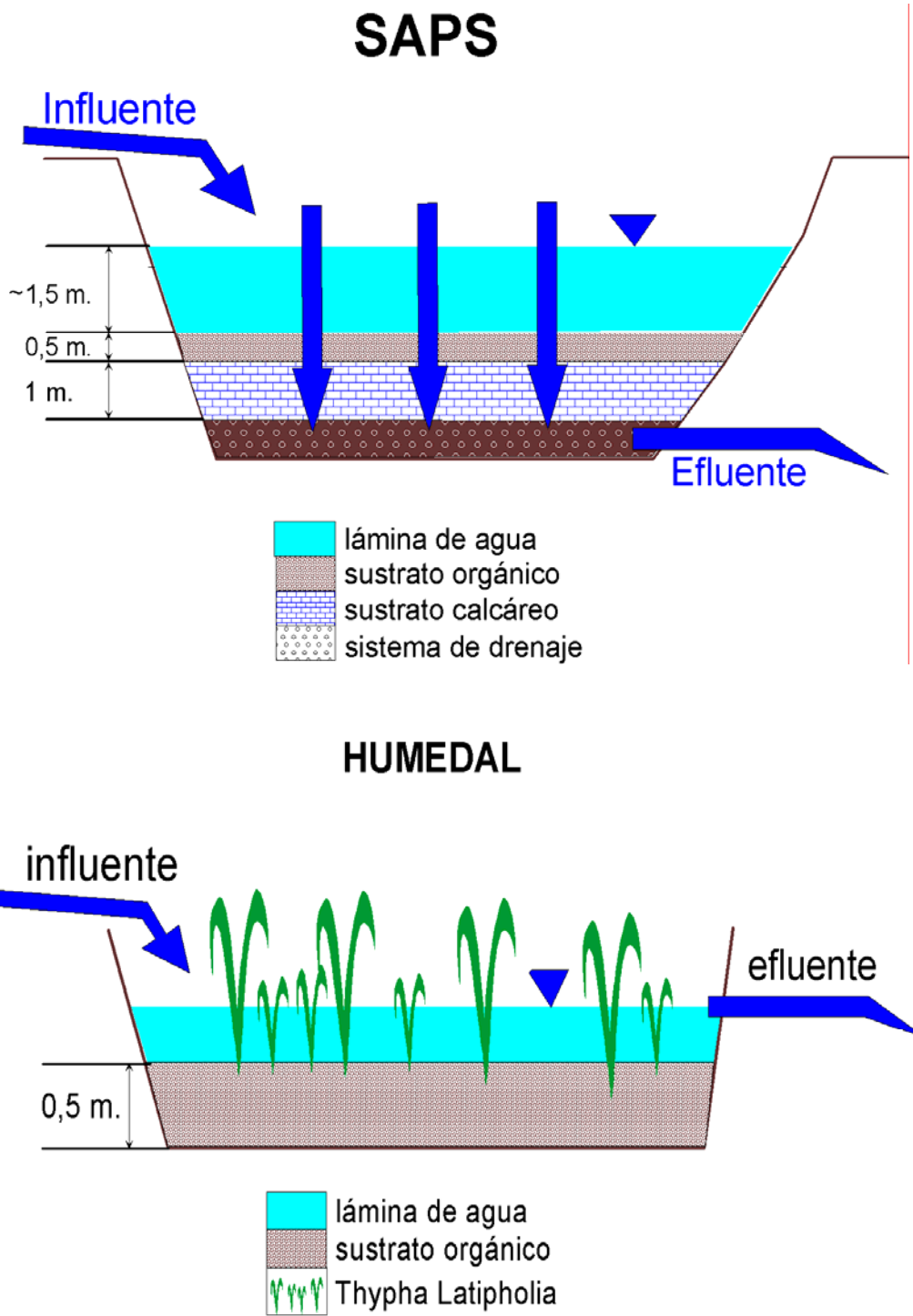


Figura 37b. Detalle del S.A.P.S. y del humedal



6.8.2.1.3. Propuesta nº4: S.A.P.S + Lago

La diferencia con el caso anterior se basa en que las aguas que salen del S.A.P.S son conducidas directamente al lago (Fig. 38). De esta forma, él mismo va a actuar a modo de balsa de decantación, donde se producirán el resto de procesos necesarios para culminar el tratamiento de las aguas. Estos procesos son la oxidación, precipitación y decantación de los metales disueltos en las aguas.

En el S.A.P.S se va a producir el aumento de la alcalinidad, alcanzándose valores de pH más adecuados que los iniciales. Una vez que el agua sale del ambiente anaerobio existente en el S.A.P.S y se pone en contacto con las condiciones ambientales, sufrirán procesos de oxidación y precipitación a consecuencia de la entrada del O₂ atmosférico.

Todos estos precipitados ocuparán el fondo del lago, que por otro lado, al estar compuesto por material arcilloso, no necesitará la adición de algún tipo de material impermeabilizante.

Con esto se conseguirá que las aguas que compongan el lago, situadas por encima de la capa de precipitados, presente una buena calidad. Y serán éstas las que primero desagüen al río Barcés, ya con valores de pH, Fe y Al aceptables para ser vertidas.

A todas estas actuaciones de mejora de la calidad del agua propuestas por este sistema, hay que añadir otros factores que ayudarán a su restauración proporcionados intrínsecamente por el lago, como la dilución. Hay que tener en cuenta que el lago también recibirá aguas procedentes de otros lugares de la mina con buena calidad, así como aguas de precipitación directa que serán mezcladas con las aguas tratadas, con lo que se favorecerá un proceso de dilución muy importante a considerar.

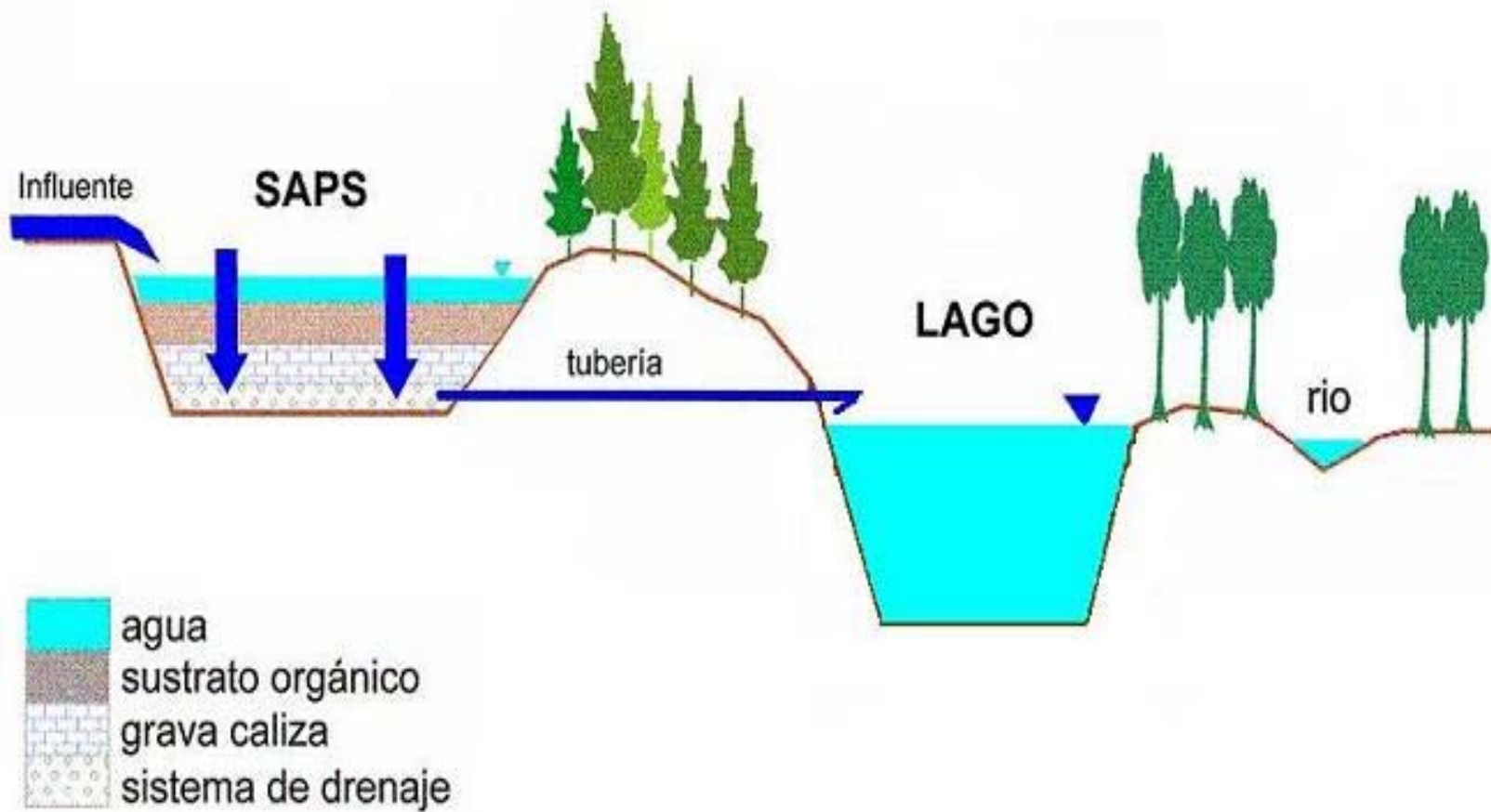


Figura 38. Esquema del sistema S.A.P.S. + Lago



6.8.2.1.4. Propuesta n° 5: S.A.P.S. + Balsa a la salida del lago:

Esta propuesta considera la implantación de un sistema similar al de la *Propuesta n° 3* pero emplazado con posterioridad al lago (Fig. 39). Esto implica variaciones en los datos tanto de caudal como de concentraciones, puesto que las aguas a tratar corresponderán a las aguas de vertido del lago.

Se parte de la base de dejar que el lago se llene de forma natural con todas las aguas del entorno y sin tratamientos previos. La entrada de aguas de buena calidad, supone un 79% frente a las de peor calidad (Golder, 2002), por tanto se prevé que los efectos de dilución consigan atenuar las elevadas concentraciones de los pertinentes efluentes, confiriendo a las aguas del lago unos parámetros aceptables para su vertido.

Como se ha mencionado a lo largo de este trabajo y se puede comprobar en la tabla 9 de los anexos, existe un caso de calidad desfavorable para las aguas del lago. Las probabilidades de que este escenario tenga lugar son prácticamente nulas, pero aún así y con el fin de abarcar todas las posibilidades por mínimas que estas sean, se realizarán los cálculos correspondientes al peor de los casos posibles.

En un principio se contempló la idea de mantener los dos escenarios de calidad utilizados hasta ahora (intermedia y de peor calidad), pero fijándose en la tabla 9 de los anexos se puede comprobar que el escenario de calidad intermedia no supera los límites de calidad exigidos por la ley, por tanto el tratamiento de las aguas correspondientes a este escenario no tendría sentido.

El método de dimensionamiento y las ecuaciones utilizadas serán las mismas que en las propuestas 3 y 4.



UTILIZACIÓN DE SISTEMAS PASIVOS PARA MEJORAR LA CALIDAD
DE LAS AGUAS EN LAGOS MINEROS

- Aplicación a un caso de estudio -

Según las previsiones realizadas por Limeisa, el caudal de desagüe del lago será de unos 3000 m³/h. Éste sería por tanto el caudal que se pretende tratar antes de su llegada a los ríos Barcés y Postigo.

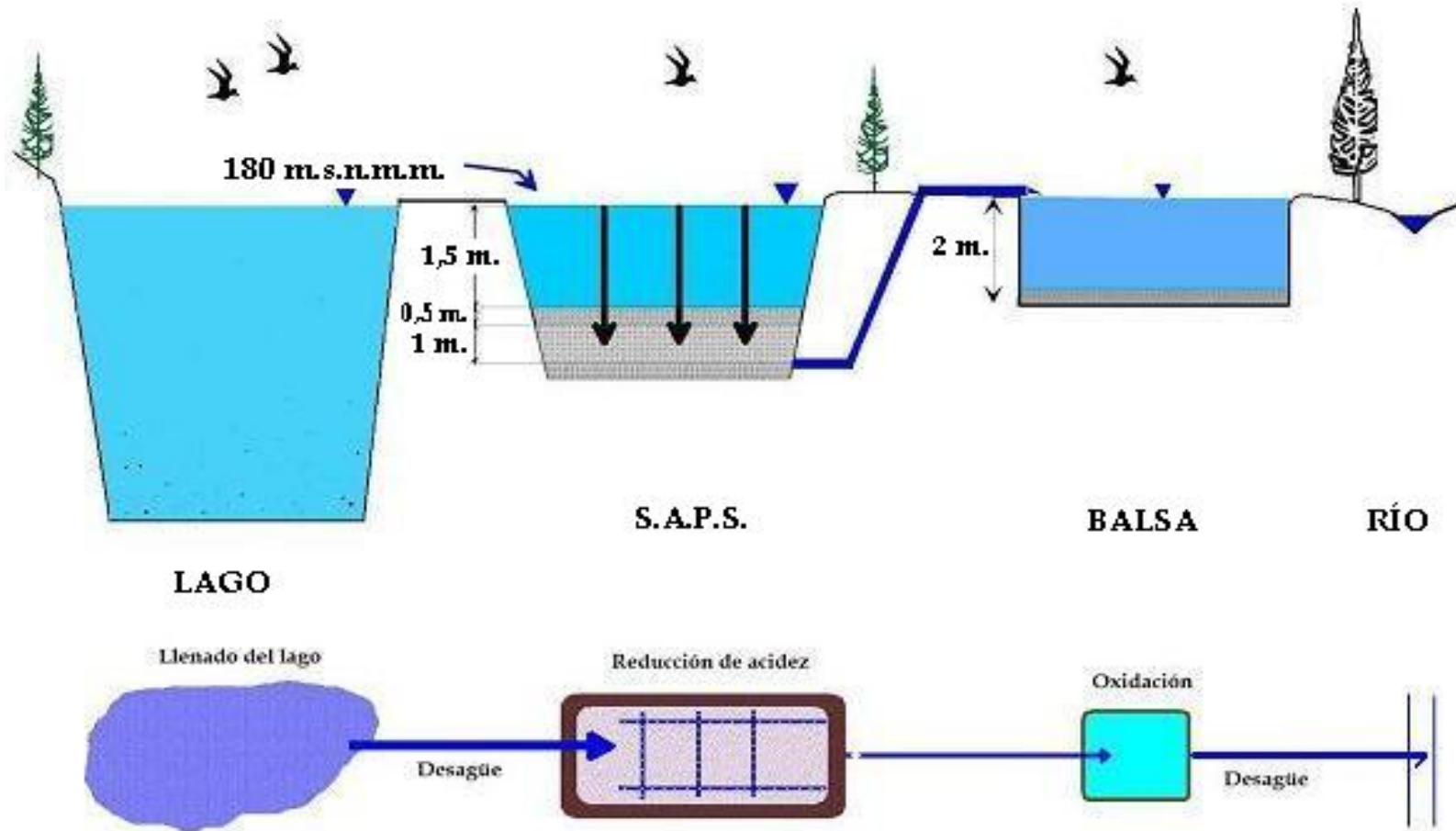


Figura 39. Esquema del sistema de tratamiento correspondiente a la propuesta n° 5.



6.8.2.1.4.a. Dimensionamiento del S.A.P.S.

En las tablas 29 y 30 quedan recogidos los cálculos correspondientes a los valores de acidez final y el área requerida para este sistema:

<i>Escenario 2</i>	<i>[Fe]</i> <i>(mg/l)</i>	<i>[Mn]</i> <i>((mg/l))</i>	<i>Ph</i>	<i>Ac_c</i> <i>(mg/l CaCO₃)</i>	<i>Ac_cFinal</i> <i>(mg/l CaCO₃)</i>
Lago	2,60	1,00	4,20	16,57	3,57

Tabla 29. Cálculo de la acidez que se debe eliminar.

<i>Escenario 2</i>	<i>Caudal</i> <i>(l/min)</i>	<i>Ac_cFinal</i> <i>(mg/l CaCO₃)</i>	<i>Criterio</i> <i>dimension.</i> <i>(g/m²*d)</i>	<i>Área (Ha)</i>
<i>Lago</i>	50000	3,57	40	0,64

Tabla 30. Área del S.A.P.S. situado a la salida del lago.

El tiempo de residencia necesario en este S.A.P.S. tomando los mismos parámetros que las propuestas anteriores, es de tan sólo 4 horas.

6.8.2.1.4.b. Dimensionamiento de la balsa:

Se propone la colocación de una balsa a la salida del S.A.P.S. que permita sobre todo, la oxidación y precipitación del Fe disuelto, pero también permitirá la regulación de las aguas tratadas previamente a su descarga al río.

Se ha descartado la idea de colocar un humedal puesto que las concentraciones residuales de Fe que presentan las aguas a la salida del lago son muy bajas, por tanto cabe esperar que una balsa de oxidación permita la



eliminación de dicho elemento. De esta forma, como se comentó anteriormente se ejerce de forma paralela una acción reguladora del elevado caudal que se espera desaguar.

La balsa se emplazaría después del S.A.P.S. permitiendo el paso del agua entre ellos a través de un sistema de canales superficiales que descarguen directamente hacia ésta. Dichos canales favorecerán a lo largo de su recorrido hacia la balsa, los procesos de oxidación. Con el fin de promover los procesos oxidativos, el fondo de los canales dispondrá de irregularidades que promuevan turbulencias en el flujo transportado.

La tabla siguiente (tabla 31) resume los parámetros que definen la balsa:

<i>Poros. lám. agua</i>	<i>Q (m³/h)</i>	<i>T_{res} (h)</i>	<i>Prof. balsa (m)</i>	<i>Área (m²)</i>
1	3000	5	2	7500

Tabla 31. Cálculo del área y T_{res} correspondientes al humedal.

El espacio requerido para implantar este sistema es mucho menor que en el caso de que se dispusiera un humedal, puesto que aunque las concentraciones metálicas son muy bajas el caudal a tratar es considerable. Es la baja concentración de Fe la razón por la cual nos hayamos decantado por disponer una balsa en vez de un humedal.

Como se muestra en la tabla 29, este valor es igual a 2,6 mg/l, si se le hace la reducción de 2mg/l que nos permite verter la ley quedaría una concentración de Fe en las aguas para tratar de tan sólo 0,6 mg/l. El sistema propuesto constituido por los canales y la balsa de oxidación se considera perfectamente capaz para conseguir dicha eliminación.



La tabla 32 resume el valor calculado para todos los elementos que constituyen el sistema propuesto:

Q entrada (m ³ /h)	S.A.P.S.		BALSA OXIDACIÓN- REGULACIÓN	
	Área (Ha)	T _{res} (h)	Área (Ha)	T _{res} (h)
3.000	0,64	4	0,75	5

Tabla 32. Resumen de los parámetros correspondientes a la propuesta n° 5.

Esta es una de las propuestas considerada como más viable para llevar a cabo ya que está favorecida en gran medida porque en esta zona de la mina existe mayor disponibilidad de terreno y mejores accesos que en las zonas en las que se implantarían los sistemas anteriores al lago.

Una vez conocidas las áreas que se necesitan para tratar todo el caudal desaguado por el lago, se debe comprobar si realmente hay terreno suficiente. En el siguiente mapa topográfico (Fig. 40) está resaltada una zona de la mina que se encuentra desocupada, la cual podría perfectamente ser utilizada para implantar el sistema.

La línea azul representa la cota 180, altura que se prevé alcance la lámina de agua del lago y a partir de la cual comenzará a desaguar. En la parte inferior derecha se muestra otro contorno correspondiente a una zona con 11 Ha disponibles, localizada a la misma cota de desagüe que el lago

Con todo esto se puede concluir que habría espacio suficiente para instalar el sistema propuesto.

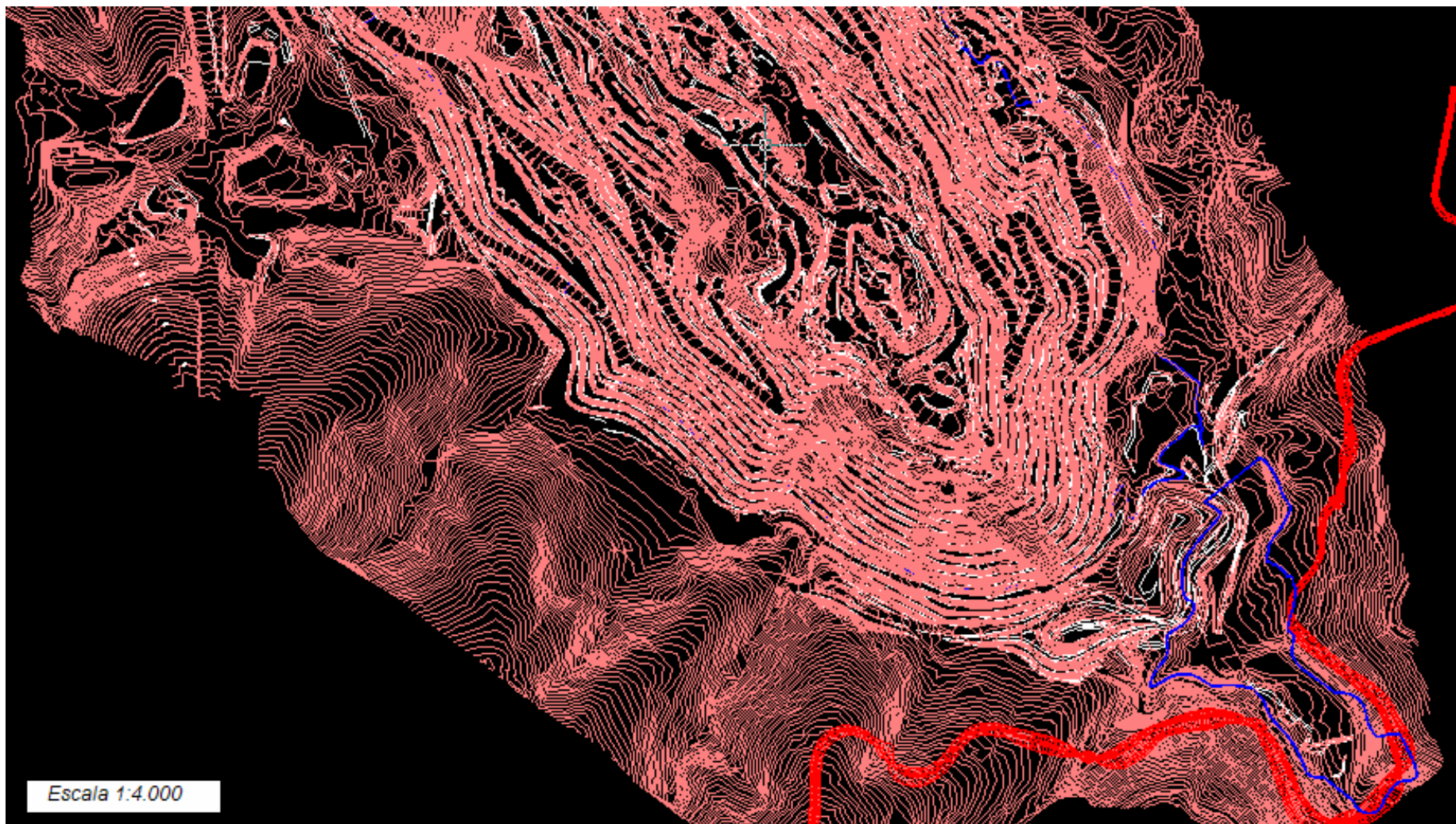


Figura 40. Mapa topográfico de la mina de Meirama.



6.8.2.2. *Descripción de los sistemas ubicados antes que el lago considerando posibles restricciones de espacio.*

Hasta este momento, todos los cálculos se han realizado en base a las concentraciones y los caudales reales proporcionados por la mina, sin tener en cuenta restricciones de ningún tipo.

Pero como ya se comentó con anterioridad y se ha podido comprobar posteriormente con los cálculos realizados, estos sistemas requieren elevadas áreas de terreno disponibles. Por tanto, los sistemas anteriores podrán llevarse a cabo siempre y cuando no haya limitaciones de espacio.

En el caso de que si existan limitaciones de espacio, los cálculos variarán y su construcción quedará condicionada por este factor, al igual que por los caudales de entrada.

6.8.2.2.1. Dimensionamiento del S.A.P.S. y del humedal para el Escenario 1.

Teniendo en cuenta esto, se muestran a continuación las ecuaciones que dejan definido el sistema en función del área y del caudal. De forma que cualquiera de estos dos parámetros podría ser fijado según las necesidades que se presenten y las variaciones estacionales o anuales de caudal. .

Los casos de estudio así como los parámetros químicos correspondientes, son los mismos que en el caso anterior.

Mediante la ecuación 4.2.2 se deja definido el sistema en función del área que se quiera utilizar en un momento dado y partiendo siempre de los valores de A_{c_c} calculados y mostrados en la tabla 6, puesto que estos valores son los que definen las aguas presentes en este estudio. El criterio de dimensionamiento del sistema SAPS, con respecto a la eliminación de acidez



sigue considerándose de 40 (g/m²*día). Según esto, se muestran a continuación (tabla 33) las ecuaciones que definen exclusivamente cada uno de los casos estudiados:

Escenario 1	Área (m²)
<i>Escombrera</i>	A = 4,91* Q (m³)
<i>Esc. + Cuencas N</i>	A = 0,21*Q (m³)
<i>Esc. + Cuencas S</i>	A = 0,091*Q (m³)

Tabla 33. Ecuaciones que definen el dimensionamiento de los sistemas del SAPS en el Escenario 1, en función del caudal de agua a tratar.

A continuación se muestran los cálculos requeridos para la construcción del humedal, teniendo en cuenta que el área real dispuesta debe ser repartida para la construcción de ambas estructuras. Como los humedales requieren mayor espacio que los SAPS, se ha repartido dicho espacio en una proporción 1:3 respectivamente.

El dimensionamiento del humedal (tabla 34) tiene en cuenta la concentración de Fe que presenta el efluente que entra en el mismo (tabla 14). Los contenidos de manganeso se obviarán por lo motivos ya comentados. Los valores obtenidos se muestran a continuación:



Escenario 1	Área (m ²)
<i>Escombrera</i>	$A = 1,23 \cdot Q \text{ (m}^3\text{)}$
<i>Esc. + Cuencas N</i>	$A = 0,14 \cdot Q \text{ (m}^3\text{)}$
<i>Esc. + Cuencas S</i>	$A = 0,10 \cdot Q \text{ (m}^3\text{)}$

Tabla 34. Ecuaciones que definen el dimensionamiento de los sistemas del humedal en el Escenario 1, en función del caudal de agua a tratar.

Estas ecuaciones resultan específicas para cada uno de los casos considerados.

6.8.2.2.2. Cálculo del S.A.P.S y del Humedal para el Escenario 2.

Las ecuaciones correspondientes al escenario 2 (tabla 35) se realizan de la misma forma que en el caso anterior, tan sólo cambian los datos de los parámetros químicos:

Escenario 2	Área (m ²)
<i>Escombrera</i>	$A = 9,214 \cdot Q \text{ (m}^3\text{)}$
<i>Esc. + Cuencas N</i>	$A = 0,57 \cdot Q \text{ (m}^3\text{)}$
<i>Esc. + Cuencas S</i>	$A = 0,34 \cdot Q \text{ (m}^3\text{)}$

Tabla 35. Ecuaciones que definen el dimensionamiento de los sistemas del SAPS en el Escenario 2, en función del caudal de agua a tratar

Para el caso del humedal, los parámetros quedan reflejados en la tabla siguiente (tabla 36):



UTILIZACIÓN DE SISTEMAS PASIVOS PARA MEJORAR LA CALIDAD
DE LAS AGUAS EN LAGOS MINEROS

- Aplicación a un caso de estudio -

Escenario 2	Área (m ²)
<i>Escombrera</i>	$A = 2,44 * Q \text{ (m}^3\text{)}$
<i>Esc. + Cuencas N</i>	$A = 0,12 * Q \text{ (m}^3\text{)}$
<i>Esc. + Cuencas S</i>	$A = 0,04 * Q \text{ (m}^3\text{)}$

Tabla 36. Ecuaciones que definen el dimensionamiento de los sistemas del humedal en el Escenario 2, en función del caudal de agua a tratar..



6.8.3. Resumen de los sistemas mixtos

En resumen, se han definido todos los sistemas propuestos para los diferentes casos de estudio tenidos en consideración. En primer lugar se definieron los sistemas de tratamiento considerando los valores de concentraciones y caudales reales, sin tener en cuenta ningún tipo de restricción en su construcción.

En último lugar, se han definido los sistemas dimensionándolos para un área de terreno concreto. De esta forma se ha pretendido mostrar un amplio rango de posibles escenarios en los que podría encontrarse la mina en un futuro.

Cumpliendo los valores obtenidos para cada parámetro definidos por las ecuaciones utilizadas, el sistema será perfectamente útil y eficaz para conseguir los objetivos propuestos, es decir, conseguir la buena calidad del agua del futuro lago de la mina de Meirama.

En general, estos sistemas mixtos no presentan grandes problemas operacionales. Los inconvenientes más comunes están relacionados con malos diseños, plagas, métodos de construcción inadecuados o problemas naturales. Si el diseño es correcto, estos sistemas pueden ser operativos con mínimos costes y muy pocos requerimientos de atención. Aunque hay que decir, que el rendimiento de este tipo de sistemas aplicados al tratamiento de aguas de lagos mineros a largo plazo es poco conocido. Cambios en su equilibrio debidos a la presencia de nuevos metales y fuentes de sulfato, pueden derivar en efectos no previstos. Además posibles fluctuaciones en el flujo y la temperatura pueden causar concentraciones inconsistentes de eliminación de contaminantes; flujos altos pueden sobrecargar el mecanismo de eliminación, mientras que periodos secos pueden dañar las plantas y afectar significativamente el funcionamiento del humedal.



UTILIZACIÓN DE SISTEMAS PASIVOS PARA MEJORAR LA CALIDAD
DE LAS AGUAS EN LAGOS MINEROS

- Aplicación a un caso de estudio -

Su ventaja más destacada son sus bajos costes tanto de realización como de mantenimiento. Son métodos de fácil manejo ya que no conllevan partes móviles ni necesitan ser alimentados por fuentes energéticas.

Se caracterizan por imitar a sistemas naturales como las ciénagas, con lo que su implementación en el medio natural no presenta impacto alguno. Los residuos que en ellos se generan no constituyen un peligro para el entorno natural, además son sistemas cuya recuperación y restauración futura es fácil y posible para darle un uso posterior.



6.9. SISTEMAS ACTIVOS O DE BASE QUÍMICA.

Por último nombrar estas actuaciones no como métodos de tratamiento en sí mismos, si no como apoyo a otros. Su finalidad es únicamente la de incrementar la eficacia y duración de los sistemas pasivos. Suelen ser útiles cuando los caudales a tratar son demasiado elevados y/o se dispone de porciones de terreno reducidas.

Simplemente consisten en añadir reactivos alcalinos (como grava caliza) directamente sobre los efluentes con mayor carga contaminante, favoreciendo su mezcla y neutralización (seguida de oxidación y precipitación), con lo que se pretende reducir o al menos amortiguar levemente la acidez del agua antes de su descarga (Kleinmann y Watzlaf, 2005).

Otros estudios, colocan la grava caliza directamente sobre el cauce ya contaminado, dando por hecho que la acidez favorece la disolución de este material y bajo la consideración de que la agitación que se produce en las aguas del río mantiene la superficie de la caliza libre de precipitados y por tanto activa (Menéndez *et al.*, 1994; Zurbuch, 1996).

Como ya se indicó en la introducción, no dejan de ser propuestas de apoyo a otros sistemas de tratamiento, en ningún caso por sí solos conseguirán los objetivos del presente estudio.



7. METODOLOGÍA GENERAL PARA LA INVESTIGACIÓN DE LOS LAGOS DE MINA

Es fundamental y necesario contemplar en todo plan de cierre de una mina en la que se prevé el desarrollo de un lago minero, planificar un sistema de prevención y un posterior sistema de tratamiento de sus aguas.

En este capítulo se proponen una serie de conclusiones y recomendaciones inherentes en los estudios de predicción y tratamiento de las aguas de los lagos desarrollados en la minería a cielo abierto, y más concretamente a aquellos desarrollados en minería de carbón.

A continuación se describen un conjunto de etapas dirigidas primeramente a la predicción de la calidad del futuro lago, para posteriormente poder definir el método de tratamiento mas adecuado en cada caso:

1ª) Etapa de Recopilación de información; es el proceso en el cual se hace una evaluación general de la zona de estudio. Requiere la recopilación de una amplia variedad de datos que permitirá una visión global del entorno minero y en la que se incluirán los siguientes datos:

- Hidrogeología; estudio hidrogeológico de la zona de estudio que incluya el cálculo del balance de agua. Para ello se hace imprescindible conocer datos como la profundidad de los niveles de agua subterránea (tanto en condiciones secas como húmedas); las direcciones preferenciales de flujo (dentro de los diferentes estratos y las debidas a elementos estructurales); reconocimiento de barreras estructurales y/o litológicas; los efectos derivados de los bombeos y todas aquellas afecciones que puedan ser provocadas por los trabajos mineros.



- Control geológico; es muy importante controlar la estructura, mineralogía (primaria y secundaria) y geoquímica de las rocas que forman parte del entorno minero, ya que ellas van a tener un importante control sobre la calidad y la química de las aguas que entren en contacto con ellas. Es necesario estudiar las formas que aparecerán en equilibrio una vez desarrollado el lago, la formación de sales metálicas y la capacidad de las rocas para absorber o atenuar determinados elementos que se encuentren en solución. En general, realizar una caracterización petrográfica de las rocas que van a constituir el “cajón” donde se desarrollará el lago.

2º) Programación de los muestreos y Monitorización; es preciso llevar a cabo una recogida de muestras planificada, de forma que sea lo más representativa posible del lugar de interés y que contemple tanto aspectos cuantitativos como cualitativos. La recogida de muestras debe mantenerse a lo largo de tres etapas:

- Etapas previas al llenado del hueco; que abarque todas y cada una de las diferentes entradas de agua que forman parte del sistema, haciendo hincapié en el flujo y la composición química de las aguas superficiales y subterráneas. Es necesario incluir el muestreo del conjunto de rocas que conforman el entorno minero y así contemplar su mineralogía, la cual quedará reflejada en la química de las aguas una vez que entren en contacto con ellas. . Esta etapa es decisiva para el establecimiento de modelos y previsiones de calidad esperables a largo plazo, imprescindibles para la toma de decisiones acerca de las actuaciones necesarias.



- Etapa simultánea al llenado del hueco minero; incluye el control de todas las entradas al hueco en cuanto a cantidad y la calidad de las aguas que comienzan a constituir el lago de mina. De esta forma, un muestreo continuado permitirá observar la evolución de las aguas del lago según se va desarrollando y su interacción con las rocas con las que está en contacto.

Es importante observar en la etapa de llenado los posibles fenómenos de estratificación que puedan desarrollarse en el lago, en la medida en que pueden contribuir de forma natural, a mejorar la calidad de sus aguas.

- Etapa final; en la que ya se ha formado por completo el lago de mina. Deberán continuarse los muestreos cada cierto tiempo con el fin de observar la calidad que las aguas han adquirido finalmente y llevar a cabo los métodos de tratamiento pertinentes en cada caso.

Debido al elevado coste de los análisis, se requiere hacer un muestreo cuidadoso y preciso. Para una mejor caracterización, se aconseja realizar al menos dos muestreos anuales; uno en la estación seca y otro en la húmeda. Aunque lo mas adecuado sería realizar muestreos trimestrales, en caso de que existir esta posibilidad, ya que proporcionaría al modelo una mayor exactitud y fiabilidad.

Cabe recordar que hay una serie de parámetros que requieren ser medidos en el momento de la toma de la muestra, puesto que son susceptibles a las condiciones ambientales y se alteran con facilidad. Es el caso del pH, la conductividad eléctrica y la alcalinidad.



La caracterización química de las aguas consiste en el análisis de un conjunto de parámetros que habría que definir en función del tipo de minería desarrollada.

A lo largo de esta tesis se han ido utilizando una serie de ellos, los cuales se pueden generalizar perfectamente para el resto de casos de minería de carbón (ver tablas de calidad de las aguas en los Anexos), haciendo especial hincapié en el contenido en sulfatos, Fe, Al, Mn y valor de pH. En caso de que las aguas en estudio sobrepasen los valores permitidos, se procederá al tratamiento de las mismas.

3º) Modelización hidroquímica; existen numerosos software de modelización hidroquímica que cada vez son más útiles para el análisis, la predicción, la interpretación y la presentación final de los datos característicos de una zona de estudio.

Existen en el mercado numerosos programas de modelización de aguas. Uno de los más utilizados y eficaces, es el PHREEQC version 2.2 (Parkhurst y Apelo, 1999). Éste permite simular mezclas de aguas entre otras muchas opciones, por lo que es de gran utilidad en el caso que aquí compete.

Una vez definidos los principales componentes del sistema, se introducirán en dicho software para ser analizados. El conjunto de componentes que se deben definir, vienen determinados por el tipo de modelo hidroquímico que se va a emplear. Cada uno de los componentes requeridos por el sistema debe ser perfectamente definido y medido, puesto que si se introducen en él valores erróneos, los resultados del mismo no serán representativos del caso de estudio y por tanto no tendrán validez.

Es por esto importante destacar el papel fundamental que juega realizar muestreos de buena calidad y analíticas en laboratorios de confianza.



4º) *Alternativas de Tratamiento*; una vez pronosticada la calidad del futuro lago, se procederá a la etapa de elección del método de tratamiento si las aguas estudiadas así lo requieren.

Existen numerosas alternativas con diferente grado de complejidad, cada una de ella debe ser contemplada basándose en los resultados obtenidos.

- Mezclas de aguas; no se debe obviar la posibilidad de realizar simples mezclas entre diferentes tipos de aguas, ya que puede darse el caso de que la calidad de las aguas del lago pueda ser corregida con la simple desviación de otras aguas que permitan la dilución de aquellos parámetros que requieren su eliminación, sin la necesidad de llevar a cabo tratamientos más complicados.

- Inundación rápida; la posibilidad de tratar las aguas del lago mediante la introducción de agua de río, se considera hoy en día uno de los métodos más eficaces. Pero como se comentó anteriormente, esta posibilidad está condicionada a la disposición de agua en grandes cantidades y de buena calidad.

- Tratamientos químicos; basados en la reducción biológica de sulfatos, la adición de materiales que proporcionen alcalinidad al medio o la utilización de determinadas sustancias químicas que hagan precipitar los metales más nocivos.

- Relleno; con materiales de escombrera o materiales de relleno procedentes de otros lugares diferentes al propio entorno minero.

- Sistemas mixtos; a lo largo de esta tesis se ha puesto de manifiesto la preferencia a utilizar métodos mixtos en los que juegan un papel fundamental los S.A.P.S. y las balsas de decantación. Con todo lo concluido hasta el momento, se proponen dos métodos preferentes que podrían extenderse a cualquier lago minero:



✓ *Primer modelo;* hace referencia al uso del propio lago como balsa de decantación, lo que va a permitir el depósito en el fondo del mismo de los metales precipitados, favoreciendo la importante labor que tienen los procesos de estratificación. De esta forma, se consigue tener en la parte más superior del lago - que será la va a desbordar- las aguas con mejor calidad, alcanzándose el objetivo de poder verter a los cauces naturales aguas “limpias”.

✓ *Segundo modelo;* disponer el método de tratamiento, a la salida del lago, de modo que las aguas que se traten sean las de desagüe del mismo. Éstas se ven favorecidas por los fenómenos de decantación y estratificación que tienen lugar en el interior del lago previamente a su desagüe. Estos procesos hacen que el agua de vertido alcance unos parámetros que se acercan a los límites de vertido exigidos por la ley. Por tanto, los métodos de tratamiento dispuestos a la salida de éste, requerirán eliminar menos cantidad de metales, lo que harán más fácil su tratamiento.

Estos dos últimos sistemas, no sólo se presentan como los más eficaces si no que también resultan los más viables económicamente; suponen una reducción del área de terreno necesaria para su construcción y de sus componentes y por tanto, menos costes, que en muchos casos es un factor determinante para las empresas.

Todas estas consideraciones pretenden servir como referencia para el tratamiento de las aguas de todos aquellos lagos desarrollados en minería a cielo abierto y en especial, a la minería de carbón.

Se ha definido la metodología a seguir en los pasos previos al sistema de tratamiento, haciendo relevante hincapié en la importancia de la toma de



UTILIZACIÓN DE SISTEMAS PASIVOS PARA MEJORAR LA CALIDAD
DE LAS AGUAS EN LAGOS MINEROS

- Aplicación a un caso de estudio -

muestras y la confianza de las analíticas, puesto que es fundamental introducir datos de calidad en el modelo hidroquímico para conseguir resultados que representen con toda exactitud el escenario estudiado.



8. CONCLUSIONES Y PRINCIPALES APORTACIONES DE LA INVESTIGACIÓN

Los lagos de mina se presentan como complejos sistemas en los cuales se desarrollan un gran conjunto de interacciones entre los diferentes tipos de aguas y las rocas con las que tiene algún tipo de contacto.

Las características mineralógicas de dichas rocas, juegan un papel determinante en la calidad y las características químicas que presentarán las aguas que van a rellenar el lago.

Por otro lado y de forma natural, las aguas van a ir evolucionando con el paso del tiempo, dando lugar a variaciones que pueden resultar de interés a la hora de plantearse la construcción de un sistema de tratamiento.

En la evolución de la calidad de las aguas juega un papel muy importante la limnología generada dentro del propio lago. Fenómenos como la estratificación que suele desarrollarse de forma natural en los lagos, permitirá tener aguas con distinto grado de contaminación, convirtiendo a las más superficiales, en aguas aptas para ser vertidas a los cauces naturales o aptas para una posterior utilización.

Los lagos de mina son potenciales focos de posibles afecciones al medioambiente, como son las generadas a especies animales (es el caso de numerosas especies aviares) y en especial las que afectan a la calidad de las aguas subterráneas. Pero hay que decir a su favor, que son numerosas las opciones de tratamiento que actualmente existen para evitar estos daños colaterales.



En el presente trabajo se ha realizado una revisión bibliográfica de las últimas innovaciones tecnológicas en cuanto al tratamiento de las aguas de los lagos mineros se refiere. Se han propuesto una serie de alternativas clasificadas en función del tipo de procesos que cada una utiliza. Éstas se han basado en experimentos muy novedosos realizados por profesionales a nivel mundial en emplazamientos similares al de la Mina de Lignitos de Meirama. Lo que se pretende con este conjunto de alternativas, es facilitarle a la empresa la tarea de elección del tratamiento de sus aguas, en caso de le fuera necesario llevarlo a cabo.

En este apartado se resume cada una de las alternativas explicadas anteriormente, dando a conocer las ventajas e inconvenientes que conllevaría su puesta en marcha, así como las diferencias que existen entre ellas. De esta forma, haciendo una visión conjunta de todas, se hará más fácil el proceso de elección.

Particularmente para el caso de estudio que aquí se ha desarrollado, debe partirse de la base de que el modelo hidroquímico desarrollado, ha puesto de manifiesto que las aguas del futuro lago de la mina de Meirama, no presentarán problemas de calidad y que por tanto, dichas aguas podrán ser vertidas al cauce natural del río Barcés sin generar fenómeno adverso alguno. Teniendo en cuenta el caso menos probable, el cual hace referencia al "peor" de los casos, las aguas del lago presentarían como es lógico, unas características típicas de aguas ácidas procedentes de minería de carbón. Es decir, en este único supuesto, serían aguas con bajos valores de pH y altas concentraciones en metales, sobre todo Fe y Al.



En base a esto y a los conocimientos adquiridos gracias a la numerosa bibliografía consultada, se concluye que el mejor de los tratamientos será aquel que conlleve procesos que hagan reducir los altos valores de acidez y que consigan eliminar esos metales superiores a las normativas para el vertido a cauces públicos. Dadas sus exigencias de coste y mantenimiento constante, los sistemas activos o puramente químicos, no serían los más aconsejables. Se utilizarían en algún caso, para reforzar el tipo de tratamiento que se elija.

Se han descrito primeramente los métodos estrictamente pasivos desarrollados *"in situ"* y basados en la acción bacteriana. La eficacia de estos procesos está claramente documentada y comprobada. La comunidad científica en general reconoce que estos sistemas son limpios y eficaces en el tratamiento de aguas procedentes de minería de carbón, como es este caso. Por tanto pueden considerarse perfectamente útiles para ponerse en marcha en cualquier tipo de mina.

Lo más novedoso de entre todas las propuestas de sistemas pasivos que aquí se hacen, es su lugar de emplazamiento: el propio lago. Hasta hace pocos años todos estos sistemas conducían sus aguas hacia sistemas donde eran posteriormente tratados (sistemas *"ex-situ"*). La ventaja de los sistemas propuestos con respecto a los métodos convencionales se relaciona con el conjunto de reducciones que supone. Es decir, se reduce espacio, en el sentido en que no es necesario un terreno adicional en el cual colocar el sistema. Se utiliza el espacio dejado por las antiguas labores mineras contribuyendo además a minimizar el impacto ambiental que podría suponer el colocar un nuevo "hueco" en el entorno de la mina.



Este aprovechamiento del espacio conlleva una reducción muy grande de los costes, puesto que no es necesario realizar ningún tipo de construcción, ni colocación de materiales externos para acomodar el lugar donde se va a realizar el tratamiento.

Tan sólo suponen la adición del sustrato orgánico, imprescindible para conseguir los fines buscados. Como se ha podido comprobar, todos los sustratos son de tipo natural y en general se trata de materiales de desecho de fácil acceso y muy económicos para la empresa. Existen otras sustancias que también podrían ser utilizadas puesto que consiguen los mismos objetivos, pero éstas son de fabricación industrial y suponen costes mucho más elevados.

Además, las sustancias propuestas no conllevan peligro alguno para el medioambiente a diferencia de las sustancias utilizadas en los procesos activos, en los cuales pueden generarse eventos de recontaminación por la entrada en el sistema de nuevos elementos, además del inconveniente asociado a la gestión de lodos que se generan durante el proceso de tratamiento.

A pesar de todas estas ventajas hay que decir, que aunque la eficacia de los métodos pasivos es defendida por la gran mayoría de los investigadores, los realizados "*in situ*" son métodos aún en experimentación. Gran parte de ellos se están realizando en sistemas piloto de mediana escala situados en el propio lago o en contenedores de menor tamaño emplazados en laboratorios. Por tanto, aunque se consideran representativos de las condiciones dadas en cada caso de estudio, son numerosos los procesos y reacciones que pueden originarse en el propio lago y que pueden no ser reproducibles a esas escalas.



Otro factor a considerar es el tiempo de residencia, ya que estos sistemas están pensados para que actúen indefinidamente, a menos que se realice sobre el propio lago algún tipo de restauración posterior. Pero en general, los lagos de las minas que son abandonadas persisten en el tiempo.

Aún no hay experiencias en los que se hayan conseguido resultados a escala real, por lo que es dudosa la eficacia que estos métodos puedan presentar con el paso del tiempo.

Lo que está claro es que aún es pronto, pero el futuro de estos sistemas se presenta prometedor. Es necesaria la realización de experiencias piloto en las que se realice un exhaustivo y cuidadoso seguimiento sobre todo a largo plazo, para conocer realmente si consiguen los propósitos buscados.

Por otro lado se han presentado un tipo de tratamientos denominados "mixtos" en los que se combinan sistemas activos y pasivos. Al fundamento de los anteriores éstos le suman la acción neutralizadora de las aguas mediante una sustancia alcalina, mediante una unidad convencional de tratamiento activo.

En este caso se han elegido los S.A.P.S. de entre todos los métodos mixtos que existen, puesto que son los más recomendados para regenerar aguas con características químicas semejantes a las que aquí se están estudiando.

La ventaja de este sistema es que integra los dos tipos de procesos dentro de la misma unidad de tratamiento, haciendo pasar el agua en sentido vertical. Es muy eficaz para provocar aumentos de alcalinidad en aguas ácidas, con lo que a su salida se conseguiría tener ya un agua con un valor de pH aceptable.



El problema del espacio requerido para su construcción no lo es tanto en el caso de un S.A.P.S., puesto que la circulación vertical, ayuda a minimizar su área (se trata de los sistemas pasivos con mayor efectividad por unidad de área). Tampoco precisan reactivos químicos, ya que está constituido por una capa orgánica compuesta por sustancias naturales inocuas y una capa de simple grava caliza. Es muy importante una buena elección de la caliza, utilizándose lo más pura posible se consigue aumentar considerablemente su acción neutralizante.

Se puede concluir que estos sistemas mejorarán sustancialmente las características del agua en cuanto a pH, su construcción y mantenimiento no suponen costes elevados y por tanto los hacen plenamente adecuados para el fin que este estudio presenta.

Para conseguir que el tratamiento sea totalmente satisfactorio, se requiere la eliminación de ciertos metales. Para ello se ha propuesto como combinación a los S.A.P.S. la colocación de una balsa situada a continuación, que permita la precipitación de dichos elementos. Aquí es donde aparecen las diferencias entre las dos alternativas propuestas. En la *Propuesta n° 3* se decide construir una balsa de decantación y en la *Propuesta n° 4* se utiliza el lago a modo de balsa.

En principio las dos van a conseguir el mismo fin, puesto que el diseño del S.A.P.S. es el mismo. Por tanto, las aguas saldrán con las mismas características químicas y al ponerse en contacto con el oxígeno atmosférico sufrirán los procesos de oxidación y precipitación necesarios para concluir en la eliminación de los metales del agua.

En el primer caso, estas aguas irán directamente hacia otra balsa. Esto conllevaría una nueva construcción y en este caso, las dimensiones



necesarias para colocar una balsa de decantación en la que hay que eliminar Fe y Mn, son muy elevadas. Este es uno de los inconvenientes que hace que este método sea en muchos casos rechazado, ya que no siempre se cuenta con los espacios requeridos para su puesta en marcha.

Además hay que sumar, los costes que suponen la construcción y el acondicionamiento del nuevo sistema que, aunque no se requieren materiales costosos, hay que tenerlos en cuenta.

Estos detalles se obviarían en la *Propuesta nº4*. Los problemas derivados de la construcción de la balsa se reducen considerablemente puesto que el hueco necesario para la decantación ya existe, así como la diferencia de cota necesaria para la construcción de la cascada de aireación que supone el paso del S.A.P.S al lago.

Los costes serían menores en cuanto a que sólo sería necesaria la construcción del S.A.P.S., puesto que el agua del lago no requiere ningún tratamiento adicional. Pero no sólo se reducen los costes. El impacto visual por su parte, también sería menor. Sólo existiría el S.A.P.S. seguido del ya formado hueco minero. Ambas superficies podrían acondicionarse de modo que el conjunto quedara lo más adaptado posible al paisaje que le rodea, habilitándolo incluso para algún fin, por ejemplo, recreativo.

La última de las propuestas, que conlleva el tratamiento de las aguas a la salida del lago (*Propuesta nº 5*), puede ser considerada la opción más sencilla de llevar a cabo en caso de que fuera necesario reducir la acidez y la concentración de hierro de las mismas, previamente a su vertido a los ríos. Un factor que favorece a dicha opción, es que en esta zona de la mina existe



una mayor disponibilidad de terrenos libres que poseen además buenos accesos, lo cual facilitaría su construcción. Además, dado que la calidad prevista para las aguas de vertido del lago, se encontrará, en todo caso, muy próxima a los límites exigidos por la legislación, las áreas necesarias para su tratamiento se reducen considerablemente con respecto a las otras propuestas.

Con todo esto se concluye que tanto la *Propuesta n° 4* como la *n° 5* se consideran las más factibles para llevar a cabo. Ambos resultarían eficaces para tratar las aguas del futuro lago de la Mina de Meirama. La *n° 4* por un lado resultaría un sistema novedoso que podría dar lugar a nuevas líneas de experimentación en este campo; y la *Propuesta n° 5* se ve favorecida por la disponibilidad total de terrenos para su instalación y su fácil acceso.

Quizás el paso a tomar a la hora de elegir una u otra opción pueda derivar en cierta medida más de un motivo económico que de eficacia, puesto que realmente las dos propuestas van a alcanzar los objetivos buscados.



REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Bachmann, T. M., Friese, K. and Zachmann, D. W. 2001: *Redox and pH conditions in the water column and in the sediments of an acidic mining lake*. Journal of Geochemical Exploration. No. 73, p. 75-86.
- Banks, D. Younger, PL. Arnesen, T.T. Iversen, E.R. y Banks, S.D. 1997: *Mine-water chemistry: the good, the bad and the ugly*. Environmental Geology. No. 32, p. 157-174.
- Barton, LL. Tomei, FA. 1995: *Characteristics and activities of sulfate – reducing bacteria*. In: Barton LL (Ed). Sulphate-Reducing Bacteria. Plenum Press, New York, p. 1-32.
- Béchar, G. Rajan, S. Gould, WD. 1993: *Characterization of microbiological processes for the treatment of acid mine drainage*. In: Torma AE, Apel ML, Brierly CL (eds). Biohydrometallurgical Symposium, Minerals, Metals and Materials Society, Warrendale, PA, Vol 2, p. 277-286.
- Bilkenroth, K.D. 1993: *Three hundred years in the history of Geiseltal and its Tertiary World: Brown coal recovery and subsequent landscaping*. Braunkohle. No. 45, p. 4-9.



- Bird, DA. Lyons, WB. Miller, GC. 1994: *An assessment of hidrogeochemical computer codes applied to modelling post-mining pit water geochemistry*. In: Tailings and Mine Waste 94. Proceedings of the First International Conference, Fort Collins, CO.
- Brassard, P., Rosa, F. and Mudroch, A., 1994: *Disposal of acid drainage generating mine tailings in lakes and man-made reservoirs*. Environmental Technology. No. 17(10), p. 1059-1069.
- Brugam, R.B. y Stahl, J. B. 1999: *The Potential of Organic Matter Additions for Neutralizing Surface Mine Lakes*. Transactions of the Illinois State Academy of Science. Volume 93 (2), p. 127-144.
- Bowell, R. 2006. *Mine pit lakes*. Reunión científico-técnica Sobre Gestión y aprovechamiento del agua en el cierre de explotaciones mineras. Dpto. de explotación y prospección de minas. Universidad de Oviedo.
- Campbell, RS. y Lind, OT. 1969: *Water quality and aging of strip - mine lakes*. J Water Pollut Control Fed. No. 41, p.1943-1955.
- Castendyk, D and Jewell, P. 2002: *Turnover in pit lakes I: Observations of the three pit lakes in Utah, USA*. In: Proceedings of the International Conference on Tailings and Mine Waste 2002. Colorado, USA, A.A. Balkema Publishers, 181-188. ISBN: 90-5809-353-0.



Castro, JM. Wielinga, BW. Gannon, JG. Moore, JN. 1999: *Simulation of sulfate – reducing bacteria in lake water from a former open-pit mine through addition of organic wastes*. Water Environ Res. No. 71, p. 218-223.

Davis, A. Kempton JH, Nicholson A. Moomaw, C. Travers, C. Zimmerman, C. 1993: *Predicting future pit lake chemistry at an active gold mine*. Ground Water Manage. No. 15, p. 695-697.

Davis, A. y Ashenberg, D., 1989: *The aqueous geochemistry of the Berkeley pit. Butte, Montana, USA*. Applied Geochemistry. No. 4, p. 23-36.

Decaer, CS. y King, DL. 1973: *Accelerated recovery of acid strip- mine lakes*. Purdue University Eng Bull. No 140 (1), p. 208-216.

Delgado M., Porcel M. A., Miralles de Imperial R., Bellido N., Bigeriego M., Beltrán E. y Calvo R. 1999: *Mineralización del nitrógeno procedente de residuos orgánicos*. Rev. Int. Contam. Ambient. No. 15, p. 19-25.

Delgado, J.L. 2006: *Características del futuro lago que se formará en la corta de Meirama*. Reunión científico técnica. Dpto. de Explotación y Prospección de Minas, Universidad de Oviedo.



Dvorak, DH. Hedin, RS. Edenborn, HM. McIntire, PE. 1992: *Treatment of metal- contaminated water using bacterial sulfate reduction: results from pilot- scale reactors*. Biotechnol Bioeng. No. 40, p. 609-616.

EPTISA & IDASA, 1991: *Estudio de recursos de agua subterránea en Galicia. Plan Hidrológico. Calidad y contaminación*. Informe remitido a la Xunta de Galicia.

Fisher, R. y Guderitz, T. 1996: *Concepts of chemical and biological remediation of acidic, iron - containing lakes in mining areas*. Wiss Z Tech Univ Dresden. No. 45, p. 85-89.

Fisher, T.S.R. 2002: *Limnology of the meromictic Island Copper Mine pit lake*. Tesis doctoral. University of British Columbia, Vancouver, Canada. Inédita.

Frömmichen, R. Kellner, S y Friese, K. 2003: *Sediment conditioning with organic and/or inorganic carbon sources as a first step in alkalinity generation of acid mine pit lake water (ph 2-3)*. Environmental Science and RTechnology. Vol. 37, No. 7, p. 1414-1421.

Fyson, A., Nixdorf, B., Kalin, M., Steinberg, C.E.W., 1998: *Mesocosm studies to assess acidity removal from acidic mine lakes through controlled eutrophication*. Ecological Engineering. No. 10, p. 229-245.



Gibert, O. de Pablo, J. Cortina, J. L y Ayora, C. 2004: *Chemical characterisation of natural organic substrates for biological mitigation of acid mine drainage*. Water Research. No. 38, p. 4186-4196.

Golder Associates, 2002: *Informe sobre la Mina de Meirama. Investigaciones para el cierre. Calidad del agua del lago*. Informe remitido a LIMEISA, España, p. 37.

Guiberteau, A; López, L.; Labrador, J.; Reyes, J.L., 1993: *Guía de productos utilizables en agricultura ecológica*. Colección Monografías. Consejería de Agricultura y Comercio. Junta de Extremadura.

Hammack, RW. y Edenborn, HM. 1992: *The removal of nickel from mine waters using bacterial sulphate reduction*. Appl. Microbiol Technol. No. 37, p. 674-678.

Hard, BC. Friedrich, S. Babel, W. 1996: *Biorremediation of acid, high sulphate-containing uranium mine water from Ronenburg/Thuringia, Germany, with acid-tolerant methyltrophic sulphate-reducing bacteria*. DECHEMA- Monogr 133 (Biodeterioration and Biodegradation). DECHEMA, Frankfurt am Main, p. 589-594.

Hedin, R.S. 1989. *Treatment of acid coal mine drainage with constructed wetlands*. En: Wetlands Ecology, Productivity and Values: Emphasis on



Pennsylvania. Pennsylvania Academy of Science, Easton, PA. p. 349-362.

Hedin, R. S., y Nairn, R.W. 1993. *Contaminant removal capabilities of wetlands constructed to treat coal mine drainage*. En: G. A. Moshiri (ed.), *Constructed Wetlands for Water Quality Improvement*, CRC Press, Boca Raton, p. 187-195.

Hedin, R.S., Watzlaf, G.R. y Nairn, R.W. 1994a: *Passive treatment of acid mine drainage with limestone*. *Journal of Environmental Quality*. No. 23 (6), p. 1338-1345.

Hedin, R.S. Nairn, R.W y Kleinmenn, R.L.P. 1994: *Passive treatment of polluted coal mine drainage*. Bureau of Mine Information Circular 9389. United States Department of Interior, Washington DC. p. 35.

ITGE, 1982: *Investigación de lignitos en las cuencas límnicas gallegas*. Cuenca de Rábade - río Miño. Sondeos mecánicos en el río Louro.

Jonas, J. 2002: *Pit lake Overview*. US. EPA. Technical Support Project. Denver. Colorado. Disponible en:

www.unr.edu/mines/adti/ElkoPresentation/PitLake.pdf



Jonas, J. P. 2000. *Current seasonal limnology of the Berkeley Pit Lake*. Proc. 5th International Conf on Acid Rock Drainage, Denver, USA, p. 359-366.

Julivert, M., Fontboté, J.M., Ribeiro, A. Y Nabais-Conde, L.E. 1972: *Mapa Tectónico de la Península Ibérica y Baleares*. 1:1.000.000. IGME

Kempton, J. H., Locke, W., Atkins, D. y Nicholson, A. 2000: *Probabilistic quantification of uncertainty predicting mine pit-lake water quality*. Mining Engineering. No. 52 (10), p. 59-64.

Klapper, H y Geller, W. 2001: *Water quality management of mining lakes – a new field of applied microbiology*. Acta Hydrochim. Hydrobiol. No. 29(6-7), p. 363-374.

Kleinmann, R.L.P. y Watzlaf, G.R, 2005: *Tratamientos pasivos y semi-pasivos de drenaje de mina en USA*. En: Acidificación de suelos y aguas: problemas y soluciones. Ed. IGME, Madrid, p. 75-99. ISBN: 84-7840-586-0

Kononova, M.M. 1982: *Materia orgánica del suelo. Su naturaleza propiedades y métodos de investigación*. Ed. Oikos-Tau. Barcelona, p. 268-283.



Koschorreck, M., R. Frömmichen, P. Herzsprung, J. Tittel y K. Wendt-Potthoff 2002b: *Functions of straw for in situ remediation of acidic mining lakes*. *Water, Air and Soil Pollution: Focus* 2 (3), p. 97-109.

Kringel, R. et al. 2000. *Limnology of sulfur-acidic lignite mining lakes III: approach and limitation in predicting chemical properties*. En proceedings del International Limnological Association. Vol. 27, p. 416-419.

Labrador M. J. 1996: *La materia orgánica en los agroecosistemas*. Mundi- Prensa. Madrid, España, p. 174

Langmuir, D. 1997: *Aqueous Environmental Geochemistry*. Prentice - Hall, New Jersey, p. 600. ISBN: 0-02-367412-1.

Lessmann, D. Uhlmann, W. Grünewald, U. y Nixdorf, B. 2003b: *Sustainability of the flooding of lignite mining lakes as a remediation technique against acidification in the Lusatian mining district, Germany*. En: Farrell, T and G. Taylor (eds.): *Sixth International Conference on Acid Rock Drainage*, 14-17 July 2003. Cairns, Queensland, The Australian Institute of Mining and Metallurgy Publication. Carlton Victoria. No. 3, p. 521-527.

Levy, D. B., Custis, K.H., Casey, W.H. y Rock, P.A. 1997: *The aqueous geochemistry of the abandoned Spenceville copper pit. Nevada County, California*. *Journal of Environmental Quality*. No. 26(1), p. 233-243.



Lewis, R.L., 1999: *Predicting the steady-state water quality of pit lakes*. Mining Engineering. No. 51(10), p. 54-58.

Macdonald, MS. Miller, G.C. Lyons, WB. 1994: *Water quality in open pit precious metal mines*. Dep. Environ Resour Sci, University of Nevada, Reno., p. 74.

McCullough C.D., Lund M.A. y J.M. May, 2006: *Microcosm testing of municipal sewage and green waste for full-scale remediation of acid coal pit lake, in semi-arid tropical Australia*. 7th ICARD, March 26-30, 2006, St. Louis MO. Published by ASMR, 3134 Montavesta Rd., Lexington, KY 40502.

Mark A. Lund, Clint D. McCullough y Yuden, B. 2006: *In situ coal pit lake treatment of acidity when sulphate concentrations are low*. 7th ICARD, March 26-30, 2006, St. Louis. MO. Published by ASMR, 3134 Montavesta Rd., Lexington, KY 40502.

Matthias Koschorreck, René Frimmichen, Peter Herzsprung, Jörg Tittel and Katrin Wendt-Potthoff. 2002: *Functions of straw for in situ remediation of acidic mining lakes*. Water, Air, and Soil Pollution. No. 2, p. 97-109.

Menéndez R., Clayton, I.L., Zurbuch, P.E., Rauch, H.W., Renton, J.J. y Sherlock, S. 1994: *An evaluation of limestone treatments for neutralizing acid*



streams in the upper Cheat River basin of West Virginia. WV DNR, Elkins, WV, p. 95.

Miller, G.C. Lyons, W.B. Davis, A. 1996: *Understanding the water quality of pit lakes.* Environ Sci Technol. No. 30, p. 118A - 123A.

Morin, K. A. y Hutt, N. M., 2001: *Prediction of water chemistry in mine lakes: The minewall technique.* Ecological Engineering. No. 17(2-3), p. 125-132.

N. M. Lewis, K. W. Wangerud, T. Park, S. D. Fundingsland y J. P. Jonas. 2003: *Status of In situ treatment of Anchor Hill Pit Lake, Gilt Edge Mine Superfund Site, South Dakota, USA.* En Proceedings del 6th ICARD. Cairns, QLD. Australia. The Australiasian Institute of Mining and Metallurgy, p. 779-788. ISBN: 1-87577698-2.

Nordstrom, DK. y Alpers, CN. 1997: *Geochemistry of acid mine waters.* En Plumlee GS, Logsdon MJ (eds). *The environmental geochemistry of mineral deposits. Part A. Processes, techniques, and health issues.* Vol. 7A. Society of Economic Geologists, Littleton, CO, (chapter 6), p. 1-28.

Parkhurst; D.L. y Appelo, C.A.J., 1999: *User's Guide to PHREEQC (version 2), A Computer Program for Speciation, Batch- Reaction, One-Dimensional Transport, and Inverse Geochemical Calculations.* Informe del U, S.



Geological Survey Water-Resources Investigations. Denver, CO, p. 99-4259.

Pellicori, D.A, Gammons, C.H, Poulson, S.R. 2005. *Geochemistry and stable isotope composition of the Berkeley pit lake and surrounding mine waters, Butte, Montana*. Applied Geochem, No 20, p. 2116- 2137.

Pomares, F. y Canet, F. 2002: *Los residuos orgánicos utilizables en Agricultura: Origen, composición y características*. En: *Aplicación agrícola de residuos orgánicos*. (Boixadera, J. y Teira, M.R, Eds.) Universitat de Lleida.

Plumlee, G.S. Smith, KS. Ficklin WH. Briggs, PH. 1992: *Geological and geochemical controls on the composition of mine drainages and natural drainages in mineralized areas*. En *Water - rock interaction 1*. Kharaka YK, Maest AS (eds). Balkema, Rotterdam, p. 419-422.

Poling, G. W. Pelletier, C.A. Muggli, D. Weng, M. Gerits, J. Hanks, C. y Black, K. 2003: *Field studies of semi-passive biogeochemical treatment of acid rock drainage at the Island Copper Mine Pit Lake*. En *Proceedings del 6TH ICARD*. Cairns. Queensland. Australia, p. 549-588. ISBN: 1-875776-98-2.

Postgate J. R. 1984: *The sulphate-Reducing Bacteria*. 2^a ed. Cambridge University Press, NY, 208 p.



Robins, R.G. Berg, R.B. Dysinger D.K. Duaine, T.E. Metesh, J.J. Diebold, F.E. Twidwell, L.G. Mitman, G.G. Chatham, W.H. Huang, H.H. Young, C.A. 1997: *Chemical, physical and biological interaction at the Berkeley Pit, Butte, Montana*. Proc. Tailings and >Mine Waste'97, Balkeema Press, Rotterdam, p. 521-541.

Rosso, WA. 1977: *Acid lake renovation*. En Proceedings del 7th Symposium on Coal Mine Drainage Research: Coal and the Environment Technical Conference, Louisville, KY. National Coal Association, Washington, DC, p. 61-70.

Schultze, M. 2006. *Pit lakes as a result of lignite mining- German Experiences*. Reunión científico-técnica Sobre Gestión y aprovechamiento del agua en el cierre de explotaciones mineras. Dpto. de explotación y prospección de minas. Universidad de Oviedo.

Schultze, M. Friese, K. Sánchez, J y López, E. 2006: *The Aznalcóllar pit lake - Water quality and options of control*. En: Proceedings del 7th ICARD, St. Louis MO. Publicado por ASMR, 3134 Montavesta Rd. Lexington, KY 40502.

Schultze, M., Boehrer, B. Duffek, A. Herzsprung P. y Geller, W. 2005: *Introduction of river water as a tool to manage water quality in pit lakes*. En: Proceedings del 9th International Mine Water Association Congress.



Editado por J. Loredo y F. Pendás. Dpto. De Explotación y Prospección de Minas de la Universidad de Oviedo. Oviedo, España, p. 273-279.

Shevenell, L.A., 2000 a: *Analytical method of predicting filling rates of mining pit lakes: Example from the Getchell Mine. Nevada. Min. Eng (Littleton Colo).* No. 52(3), p. 53-60.

Shevenell, L.A., 2000b: *Water quality in pit lakes in disseminated gold deposits compared to two natural, terminal lakes in Nevada. Environmental Geology.* No. 39(7), p. 807-815.

Schrauf, T y Smith, M. 2005: *Humedales de tratamiento de drenaje de mina.*

Disponible en: <http://technology.infomine.com/leachmine/PapersSpanish/WETLANDS%20TREATMENT%20OF%20ACID%20ROCK%20DRAINAGE%20R1%20Spanish.pdf>.

Stumm, W. y J.J. Morgan. 1996. *Aquatic Chemistry*. 3rd edition. Wiley-Interscience Publication, NY, p. 665.

Sumer, S., Pitts, L., McCulloch, J., Quan, H., 1995: *Alberta lake re-established after draining to mine coal.* Min. Eng. No. 47, p. 1015-1019.



Tassé, N. 2003: *Limnological Processes in the development of acid pit lakes*. IEn Proceedings del 6th International Conference Acid Rock Drainage. Cairns, Queensland, Australia. The Australasian Institute of Mining and Metallurgy, p. 559-570. ISBN: 1-875776-98-2.

Tate, RL. 1995: *Soil microbiology*. John Wiley & Sons, New York, p. 398.

Tempel, R. N., Shevenell, L.A., Lechler, P. y Price, J. 2000: *Geochemical modelling approach to predicting arsenic concentrations in a mine pit lake*. Applied Geochemistry No. 15(4), p. 475-492.

Tuttle, JH. Dugan, PR. Macmillan, CB. Randles, CI. 1969a: *Microbial dissimilatory sulfur cycle in acid mine water*. J Bacteriol. No. 97, p. 594-602.

Tuttle, JH. Dugan, PR. Randles, CI. 1969b: *Microbial sulfate reduction and its potential utility as an acid mine water pollution Abatement procedure*. Appl Microbiol. No. 17, p. 297-302.

Watzlaf, G.R., Schroeder, K.T., Kleinmann, R.L.P., Caries, C.L., Nairn, R.W., 2004. *The Passive Treatment of Coal Mine Drainage*. US Department of Energy DOE/NETL-2004/1202:

<ftp://ftp.netl.doe.gov/pub/Watzlaf/NETL-1202.pdf>



Watlaf, G.R. 1988. *Chemical Stability of Manganese and other metals in AMD sludge*. Proceedings of Mine Drainage and Surface Mine Reclamation Conference. April 7-22, 1988. Pittsburgh, PA.

Wakao, N. Takhashi, T. Sakurai, Y. Shita, H. 1979: *The treatment of acid mine water using sulfate-reducing bacteria*. J. Ferment Technol. No. 57, p. 445-452.

Wetzel, R.G., 1983: *Limnology*. Saunders Colleague Publishing. Philadelphia. ISBN: 0-03-057913-9.

Wolkersdorfer, Ch. 1996: *Hydrogeochemische Verhältnisse im Flutungswasser eines ranbergwerks - Die Lagerstätte Niederschlema/Alberoda*. Clausthaler Geowissenschaftliche Dissertationen. No. 50, p. 216.

Younger, P.L. Banwart, S.A. y Hedin, R.S. 2002: *Mine Water: Hydrology, Pollution, Remediation*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, p. 464. ISBN 1-4020-0137-1.

Younger, P. L., Steven A. Banwart y Robert S. Hedin. 2002: *Mine Water hidrology, Pollution, Remediation*. Apt. 3.10.1, p. 236.



Younger, PL. 1993: *Possible Environmental Impact of the Closure of Two Collieries in County Durham*. Journal of the Institution of Water and Environmental Management. No. 7, p. 521 – 531.

Younger, PL. 1998b: *Hydrological consequences of the abandonment of regional mine dewatering schemes in the UK*. En proceedings del British Hydrological Society International Symposium: Hydrology in a Changing Environment. Griffin J, (Eds.). No. 9, p. 80 – 82.

Younger, PL. 2000a: *Predicting temporal changes in total iron concentration in groundwaters flowing in abandoned deep mines: a first approximation*. Journal of Contaminant Hydrology. No. 44(1), p. 47 – 69.

Younger, PL. 2000b: *Holistic remedial strategies for short- and long-term water pollution from abandoned mines*. Transactions of the Institution of Mining and Metallurgy. Mining Technology. No. 109, p. A210 – A218.

Younger, PL. 2005: *Procesos geoquímicos claves en la acidificación de suelos y aguas en zonas minerales*. Acidificación de suelos y aguas: Problemas y Soluciones. Eds. D. Baretino, J. Loredó y F. Pendás. Madrid, p. 31-36. ISBN: 84-7840-586-0.

Zurbuch, P.E., 1996: *Early results from calcium carbonate neutralization of two West Virginia Rivers acidified by mine drainage*. En Proceedings del 17th



UTILIZACIÓN DE SISTEMAS PASIVOS PARA MEJORAR LA CALIDAD
DE LAS AGUAS EN LAGOS MINEROS

- Aplicación a un caso de estudio -

West Virginia Surface Mine Drainage Task Force Symposium,
Morgantown.



BIBLIOGRAFIA CONSULTADA

Álvarez García, R. 2005: *Aplicación de sistemas pasivos para el tratamiento de soluciones residuales de procesos de cianuración en minería de oro*. Tesis doctoral. Universidad de Oviedo. Inédita, 317 p.

Brant, D.L y Ziemkiewicz, P.F. 1997: *Passive removal of manganese from acid mine drainage*. En: Proceedings of Meeting of the American Society for Surface Mining and Reclamation, Austin, Texas. pp. 741-744.

Fernández J. C. 2003: *Drenaje ácido de minas. Aspectos geoquímicos y mineralógicos*. En Mineralogía Aplicada. Edit. Síntesis. Capítulo 13, p. 251-265.

Gibert, O. de Pablo, J. Cortina, J.L and Ayora, C. 2002: *Evaluation of municipal compost/limestone/iron mixtures as filling material for permeable reactive barriers for in situ acid mine drainage treatment*. Journal of Chemical Technology and Biotechnology. No 78, p. 489-496.

Gibert, O. de Pablo, J. Cortina, J.L and Ayora, C. *Evaluation of a sheep manure/Limestone mixture for biological in-situ acid mine drainage treatment: potential applications for permeable reactive barriers*. EU PIRAMID Project No. EVKI - 1999-00061P y programa español del MCYT No. REN2002-04055-CO2. Disponible en:



http://www.tdx.cesca.es/TESIS_UPC/AVAILABLE/TDX-0628105-090108//10Oga10de12.pdf.

Hedin, R.S. 1989: *Treatment of acid coal mine drainage with constructed wetlands.*

En: *Wetlands Ecology, Productivity and Values: Emphasis on Pennsylvania.* Pennsylvania Academy of Science, Easton, PA. p. 349-362.

Hedin, R.S., Nairn R.W. y Kleinmann, R.L.P. 1994. *Passive Treatment of Coal Mine Drainage.* Informe remitido por: Bureau of Mines of the United States Department of the Interior. Information circular 9389.

Herranz Villafruela, F. 1992: *Depuracion de aguas de mina. Lignitos de meirama.*

En *Jornadas sobre Tecnología del Agua en la Minería.* Ed. IGME. Nº 29, p. 78-91. ISBN 84-7840-110-5.

Houston, K.S. 2005. *Field demonstration of in-situ treatment and prevention of Acid Mine Drainage in the abandoned Tide Mine, Indiana County, Pennsylvania.* En: *Proceedings del 26th West Virginia Surface Mine Drainage Task Force Symposium.* Disponible en: www.epa.gov/aml/tech/news/tide.htm

Hyman, D.M y Watzlaf, G.R. 1995. *Mine drainage characterization for the successful design and evaluation of passive treatment systems.* En:



Proceedings of the 17th Annual National Association of Abandoned Mine Lands Conference, French Lick, In.

In Seop Chang, Pyong Kyun Shin and Byung Hong Kim. 2000: *Biological treatment of acid mine drainage under sulphate-reducing conditions with solid waste materials as substrate*. Water Research. Vol. 34, No. 4, p.1269-1277.

International Mining Consultants Limited (IMC), 1997: *Proyecto Medioambiental del Cierre Técnico de la Mina de Meirama*. Informe remitido a LIMEISA.

IMWA, 2006. *Mine Water and the Environment*. Journal of the International Mine Water Association (IMWA). Volumen 25. N° 2. p. 131.

Kleinman, R.L.P y Watzlaf, G.R. 1988. *Should the effluent limits for manganese be modified?*. Presentado en: Surface Mine Reclamation Conference of the American Society for Surface Mining and Reclamation and the U.S. Department of the Interior (Bureau of Mines and Office of Surface Mining Reclamation and Enforcement). Pittsburgh, PA.

Kleinman, R. 2000: *Prediction of Water Quality at Surface Coal Mines*. Publicado por the National Mine Land Reclamation Center at West Virginia University, 240 p.



- Kleinman, R. 2002: *Developments in site characterization and remediation*. En Reunión Científico- Técnica sobre Acidificación de Suelos y Aguas: Problemas y Soluciones. E.T.S. Ingenieros de Minas, Universidad de Oviedo.
- Koschorreck, M. Frömmichen, R. Herzsprung, P. Tittel, J and Wendt-Potthoff, K. 2002: *Functions of straw for in situ remediation of acidic mining lakes*. Water, Air and Soil Pollution. Vol. 2. p. 97-109.
- Lund, Mark. A. Mc.Cullough, Clint. D y Yuden, Y, . 2006: *In situ coal pit lake treatment of acidity when sulfate concentrations are low*. En Proceedings del 7th ICARD, St. Louis MO. Publicado por ASMR, 3134 Montavesta Rd., Lexington, KY 40502.
- Ordóñez Alonso, A. 1999: *Sistemas de tratamiento pasivo para aguas ácidas de mina. Experiencias de laboratorio, diseño y ejecución*. Tesis doctoral. Universidad de Oviedo. Inédita, 643 p.
- Park, B.T. Wangerund, K.W. Fundingsland, S.D. Adzic, M.E. Lewis, N.M. 2006: *In situ chemical and biological treatment leading to successful water discharge from Anchor Hill pit lake, Gildt Edge Mine superfund site, South Dakota, U.S.A.* En Proceedings del 7th ICARD, St. Louis MO. Publicado por ASMR, 3134 Montavesta Rd., Lexington, KY 40502.



Pendás, F. Loredó, J y Ordóñez, A. 1998: *El futuro de los huecos mineros: corrección de la contaminación de las aguas y posibilidades de utilización del hueco*. En Reunión Científico- Técnica sobre El Agua en el Cierre de Minas. E.T.S. Ingenieros de Minas, Universidad de Oviedo.

Potgieter-Vermaak, S.S. Potgieter, J.H. Monama, P and Van Grieten, R. 2005: *Comparison of limestone, dolomite and fly ash as pre-treatment agents for acid mine drainage*. Minerals Engineering. No. 19, p. 454-462.

Schultze, M. 2006: *Pit lakes as a result of lignite mining – German Experiences*. En Reunión Científico Técnica sobre Gestión y Aprovechamiento del Agua en el Cierre de Explotaciones Mineras. Dpto. De Explotación y Prospección de Minas de la Universidad de Oviedo.

Soulsby, C. 2002: *Acidification of surface waters: role of acid deposition, soil chemistry and hydrological flow paths*. En Reunión Científico- Técnica sobre Acidificación de Suelos y Aguas: Problemas y Soluciones. Dpto. De Explotación y Prospección de Minas, Universidad de Oviedo.

Totsche, O. Fyson, A y Steinberg, C. 2003. *Neutralizing extremely acidic mining lakes by chemical and microbial treatment – Mesocosm Studies*. En: Proceedings del Sudbury Mining and the Environment Conference, Sudbury, ON, Canada. Laurentian Univ., Sudbury, ON, Canada. Centre for Environmental Monitoring. ISBN: 0-88667-051-9. Disponible en: www.epa.gov/aml/tech/news/mesocosm.htm.



Vera, J.A. 2004: *Geología de España*. SGE-IGME, Madrid, p. 133-144.

Werner, F. Graupner, B. Merkel, B and Wolkersdorfer, C. 2006: *Assessment of a treatment scheme for acidic mining lakes using CO₂ and calcium oxides to precipitate carbonates*. En Proceedings del 7th ICARD, St. Louis MO. Publicado por ASMR, 3134 Montavesta Rd., Lexington, KY 40502.

Younger, P.L. 1995: *Hydrogeochemistry of minewaters flowing from abandoned coal workings in the Durham coalfield*. Q.J. Eng. Geo., Vol. 28 (4),p. S101-S113.

Younger, P.L. 1998: *Tratamiento pasivo de aguas de minas abandonadas en Gran Bretaña*. En Reunión Científico- Técnica sobre El Agua en el Cierre de Minas. E.T.S. Ingenieros de Minas, Universidad de Oviedo.

Younger, P.L. 2002: *Procesos geoquímicos claves en la acidificación de suelos y aguas de zonas mineras*. En Reunión Científico- Técnica sobre Acidificación de Suelos y Aguas: Problemas y Soluciones. E.T.S. Ingenieros de Minas, Universidad de Oviedo.



Páginas Web Consultadas:

<http://www.epa.gov>: U.S. Environmental Protection Agency

<http://www.ufz.de>: UFZ - The Centre for Environmental Research.
Department Lake Research.

<http://www.igme.es>: Instituto Geológico y Minero de España

<http://www.xornal.com/article.php3?sid=20050419135216>: Diario
electrónico de Galicia. *Lignitos de Meirama estuda crear un lago na mina
cando se peche.*

<http://www.ija.csic.es> : Institut de Ciencies de la Terra Jaume Almera

<http://es.wikipedia.org>: Enciclopedia interactiva.

<http://www.infoagro.com>: Agricultura ecológica

<http://technology.infomine.com>: Revista sobre información de minería a
nivel mundial.

ANEXOS

TABLA 1**Datos de precipitación acumulada en el entorno de la Mina de Meirama (periodo 1974-2006)**

AÑO	ENERO	FEBRERO	MARZO	ABRIL	MAYO	JUNIO	JULIO	AGOSTO	SEPTIEMBRE	OCTUBRE	NOVIEMBRE	DICIEMBRE	MEDIA
1974	202,13	427,07	555,72	639,69	730,75	784,83	815,64	866,12	955,29	1093,99	1254,21	1472,62	816,51
1975	204,39	292,84	375,25	440,27	497,00	530,02	539,42	561,05	745,02	830,80	970,86	1061,63	587,38
1976	122,08	196,76	269,96	344,16	354,79	361,37	383,07	449,15	645,65	907,13	1106,90	1309,67	537,56
1977	158,94	471,03	638,81	699,10	813,60	892,33	1019,98	1165,78	1201,35	1348,08	1463,05	1710,79	965,24
1978	178,80	436,25	584,40	695,28	751,40	834,10	903,09	910,34	916,41	944,92	1063,34	1632,61	820,91
1979	305,37	686,54	897,30	1063,79	1245,46	1276,96	1281,70	1297,61	1325,39	1572,46	1791,63	1977,29	1226,79
1980	101,55	203,45	375,75	503,50	588,00	657,45	719,45	730,95	804,45	932,65	1046,25	1227,30	657,56
1981	62,70	218,10	435,50	498,90	621,65	633,40	662,35	663,85	840,75	961,20	961,20	1330,50	657,51
1982	98,70	234,50	280,50	300,85	369,51	462,36	516,31	542,11	649,81	869,46	1088,51	1358,21	564,24
1983	46,40	201,47	302,52	579,62	780,92	797,12	865,82	951,57	978,87	1026,87	1148,47	1400,07	756,64
1984	322,05	457,30	688,55	784,30	1048,60	1142,95	1151,00	1187,55	1293,00	1475,75	1762,40	1959,00	1106,04
1985	198,00	383,95	583,45	739,70	834,55	889,40	912,40	949,50	960,90	1023,90	1155,45	1497,85	844,09
1986	317,20	652,95	741,14	846,64	921,24	961,54	967,09	1027,64	1169,64	1232,89	1388,89	1563,59	982,54
1987	121,00	297,25	413,60	631,35	656,35	763,05	795,40	811,90	882,90	1338,30	1520,05	1634,55	822,14

1988	313,40	453,75	536,45	695,90	831,05	941,70	995,45	1003,40	1021,40	1152,10	1229,55	1252,30	868,87
1989	38,10	244,85	336,35	530,90	575,40	606,90	609,50	627,60	630,85	739,60	1003,85	1420,35	613,69
1990	144,70	269,45	279,70	445,00	469,50	486,00	500,35	512,15	557,55	905,85	1112,85	1271,85	579,58
1991	214,55	470,30	621,05	710,95	741,20	781,45	889,45	937,75	1097,20	1227,95	1466,70	1494,20	887,73
1992	94,00	136,25	294,75	390,25	466,75	552,90	556,45	665,40	810,90	946,15	1127,10	1304,85	612,15
1993	106,25	133,25	180,25	412,75	568,75	672,25	673,00	793,50	919,50	1207,50	1343,35	1535,70	712,17
1994	280,15	449,35	483,65	587,50	794,65	814,65	840,85	903,85	1057,05	1191,25	1332,25	1566,35	858,46
1995	237,05	453,20	578,20	660,65	765,15	803,15	868,85	886,45	1042,15	1155,55	1395,75	1612,35	871,54
1996	265,90	490,20	639,65	681,15	848,75	853,95	904,95	936,15	1046,75	1127,05	1376,15	1495,10	888,81
1997	190,90	260,65	260,65	311,75	503,60	665,60	687,90	746,80	751,40	931,75	1256,60	1481,10	670,73
1998	131,05	168,15	221,85	605,35	706,05	751,85	827,80	827,80	972,30	1056,85	1158,20	1287,85	726,26
1999	165,80	264,25	528,40	710,80	862,10	890,80	893,80	943,10	1113,40	1282,00	1448,70	1677,00	898,35
2000	72,05	143,60	168,35	509,00	586,05	590,65	644,65	759,80	871,15	1114,50	1548,00	2042,93	754,23
2001	418,07	549,42	994,42	1081,02	1209,37	1233,67	1318,52	1362,37	1408,17	1631,12	1656,67	1696,42	1213,27
2002	127,25	261,40	335,85	411,25	547,75	621,60	638,40	667,90	729,99	1051,44	1385,49	1632,09	700,87
2003	244,60	327,20	428,60	636,55	674,50	739,50	824,00	867,60	915,50	1121,75	1411,90	1631,75	818,62
2004	96,95	124,75	189,05	299,75	372,35	390,45	418,60	503,80	554,75	923,25	983,85	1089,55	495,59
2005	58,50	119,70	220,70	372,05	468,70	519,60	564,80	577,70	626,10	867,90	1104,70	1244,50	562,08
2006	102,80	297,00	568,10	668,80	709,70	730,10							783,69



TABLA 2

2a) Calidad de las aguas superficiales limpias

Parámetros	Unidad	Muestras tomadas				Media
		3	6	17	37	
pH	s.u.	6,91	7,13	7,38	6,97	7,0975
Conductividad	mS/cm	78,7	75,1	112,8	74,6	85,3
cloruros	mg/l	8,49	8,79	9,88	7,57	8,6825
sulfatos	mg/l	1,96	2,53	9,11	2,29	3,9725
nitratos	mg/l	6,6	2,95	4,75	1,11	3,8525
nitritos	mg/l	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,06
borro	mg/l	< 1	< 1	< 1	< 1	< 2
cobalto	mg/l	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
molibdeno	mg/l	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
antimonio	mg/l	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4
uranio	mg/l	0,01	0,02	0,06	0,05	0,035
níquel	mg/l	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
plomo	mg/l	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2
selenio	mg/l	<2	<2	<2	<2	<2
vanadio	mg/l	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
sodio	mg/l	11,2	11,3	12,85	11,3	11,6625
potasio	mg/l	1,38	0,6	1,61	1,31	1,225
calcio	mg/l	3,21	1,98	7,42	3,77	4,095
magnesio	mg/l	1,72	1,53	2,86	1,27	1,845
aluminio	mg/l	< 1	< 1	< 1	< 1	< 2
hierro	mg/l	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
manganeso	mg/l	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
cobre	mg/l	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
cinc	mg/l	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025
bario	mg/l	<1	<1	<1	<1	<2
plata	mg/l	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,2
arsénico	mg/l	<4	<4	<4	<4	<5
cadmio	mg/l	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,06
titanio	mg/l	<1	<1	<1	<1	<2
cromo	mg/l	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,3
mercurio	mg/l	<4	<4	<4	<4	<5



2b) Calidad de las aguas superficiales afectadas por las labores mineras

Parámetros	Unidad	Muestras de agua superficial afectada					
		1	13	29	30	32	33
pH	s.u.	6,19	7,66	6,74	6,98	7,36	8,01
Conduct	mS/cm	292	152,2	153	106,4	174,6	214
cloruros	mg/l	11,3	10,09	9,67	9,37	10,9	8,69
sulfatos	mg/l	73,62	15,26	18,8	7,92	22,7	17,8
nitratos	mg/l	5,97	3,6	2,31	3,33	4,06	<0,05
nitritos	mg/l	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
borro	mg/l	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
cobalto	mg/l	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0,32	<0,1
molibdeno	mg/l	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
antimonio	mg/l	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4
uranio	mg/l	0,05	0,03	0,02	0,04	0,02	0,06
níquel	mg/l	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
plomo	mg/l	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2
selenio	mg/l	<2	<2	<2	<2	<2	<2
vanadio	mg/l	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
sodio	mg/l	20,3	13,95	17,8	12,1	22,3	25,2
potasio	mg/l	3,06	2,2	1,89	1,71	2,09	2,7
aluminio	mg/l	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
hierro	mg/l	3,8	0,2	0,16	<0,1	0,13	<0,1
manganeso	mg/l	1,9	0,27	0,25	0,12	0,19	0,12
cobre	mg/l	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
cinc	mg/l	0,065	<0,025	0,027	0,066	<0,025	0,278
bario	mg/l	<1	<1	<1	<1	<1	<1
plata	mg/l	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
arsénico	mg/l	<4	<4	<4	<4	<4	13
cadmio	mg/l	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
titanio	mg/l	<1	<1	<1	<1	<1	<1
cromo	mg/l	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2
mercurio	mg/l	<4	<4	<4	<4	<4	<4



UTILIZACIÓN DE SISTEMAS PASIVOS PARA MEJORAR LA CALIDAD
DE LAS AGUAS EN LAGOS MINEROS

- Aplicación a un caso de estudio -

Parámetros	Unidad	Muestras de agua superficial afectada						
		36	38	39	42	43	44	Media
pH	s.u.	6,27	6,74	6,63	7,57	7,18	7,56	7,07
Conduct	mS/cm	266	139	94	124,9	96,7	604	201,40
cloruros	mg/l	10,2	8,78	8,71	7,8	9,53	11,7	9,73
sulfatos	mg/l	39,9	13,4	4,25	8,94	9,19	171	33,57
nitratos	mg/l	7,24	3,82	3,43	3,26	3,97	<0,05	4,10
nitritos	mg/l	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,06
borro	mg/l	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 2
cobalto	mg/l	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0,32
molibdeno	mg/l	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
antimonio	mg/l	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4
uranio	mg/l	0,01	0,01	0,03	0,02	0,04	0,15	0,04
níquel	mg/l	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
plomo	mg/l	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2
selenio	mg/l	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2
vanadio	mg/l	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
sodio	mg/l	22,2	16,2	12,5	18,5	18,6	32,2	19,32
potasio	mg/l	2,82	2,37	2,51	1,89	2,27	5,97	2,62
aluminio	mg/l	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 2
hierro	mg/l	5,2	0,3	0,2	<0,1	<0,1	<0,1	1,43
manganeso	mg/l	1,87	0,27	0,06	0,06	<0,05	0,21	0,48
cobre	mg/l	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0,10
cinc	mg/l	<0,025	<0,025	0,103	0,041	0,336	0,028	0,12
bario	mg/l	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2
plata	mg/l	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,2
arsénico	mg/l	5	<4	<4	6	<4	<4	8,00
cadmio	mg/l	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,06
titanio	mg/l	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2
romo	mg/l	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,3
mercurio	mg/l	<4	<4	<4	<4	<4	<4	<5



TABLA 3

Calidad de las aguas subterráneas del granito

Parámetros	Unidad	Muestras de agua subt. de granito ("limpia")				Muestras de agua subt. de granito ("afectada")				
		2	4	40	41	12	22	24	48	51
pH	s.u.	7,26	6,53	7,05	6,94	7,1	7,5	6,85	7,26	6,92
Conduct	mS/cm	234	138	320	180,2	620	416	501	529	712
cloruros	mg/l	9,98	8,53	8,8	8,85	7,75	9,07	11,5	9,72	5,48
sulfatos	mg/l	17,58	22,39	39,2	8,23	194,3	87,1	110	154	200
nitratos	mg/l	<0,05	1,22	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
nitritos	mg/l	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
borro	mg/l	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
cobalto	mg/l	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0,1	< 0,1
molibdeno	mg/l	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	< 0,1
antimonio	mg/l	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	< 0,4
uranio	mg/l	0,36	0,02	0,07	0,05	0,35	0,18	0,15	0,021	0,002
níquel	mg/l	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	< 0,1	< 0,1
plomo	mg/l	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	< 0,2
selenio	mg/l	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	< 2	< 2
vanadio	mg/l	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
sodio	mg/l	23,6	14,4	30,7	24,8	42,2	30,6	31,4	32,4	76,7
potasio	mg/l	3,31	2,88	3,69	3,31	8,29	6,62	6,44	6,21	5,91
calcio	mg/l	20,2	10,4	32,3	13,6	74,7	38,9	49,6	48,2	53,2
magnesio	mg/l	9,6	3,41	7,79	2,88	11,4	10,8	12,1	16,3	18,6
aluminio	mg/l	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
hierro	mg/l	<0,1	0,2	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	1,5	< 0,1	< 0,1
manganeso	mg/l	0,26	0,28	0,31	0,2	0,95	0,25	0,99	1,03	0,36
cobre	mg/l	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	< 0,1	< 0,1
cinc	mg/l	<0,025	<0,025	<0,025	0,09	<0,025	0,073	0,032	0,04	< 0,025
bario	mg/l	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	< 1	< 1
plata	mg/l	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
arsénico	mg/l	<4	<4	6	7	<4	4	8	4	< 4
cadmio	mg/l	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	< 0,05	< 0,05
titanio	mg/l	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	< 1	< 1
cromo	mg/l	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2
mercurio	mg/l	<4	<4	<4	<4	<4	<4	<4	< 4	< 4

TABLA 4. Calidad de las aguas subterráneas de los esquistos

Parámetros	Unidad	Muestras de agua subterránea de esquistos ("limpia")					Muestras de agua subterránea de esquistos ("afectada")						
		5	7	19	27	50	8	9	10	18	26	28	52
pH	s.u.	6,79	6,66	4,97	6,81	6,36	6,29	3,35	6,78	3,08	3,75	3,09	2,98
Conduct	mS/cm	144	221	1546	429	1303	1561	955	713	2070	2300	2200	2190
cloruros	mg/l	7,95	8,43	17,1	8,39	5,23	5,61	6,81	8,85	7,27	10,9	9,48	4,81
sulfatos	mg/l	13,91	22,91	676	88,2	300	685,5	349,8	253,1	811	970	940	759
nitratos	mg/l	0,46	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
nitritos	mg/l	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
borro	mg/l	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
cobalto	mg/l	<0,1	<0,1	0,13	<0,1	<0,1	0,1	0,2	<0,1	0,46	1,56	0,47	0,4
molibdeno	mg/l	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	< 0,1
antimonio	mg/l	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	< 0,4
uranio	mg/l	0,25	0,03	0,12	0,06	0,02	0,06	0,99	0,07	18	60	25	19
níquel	mg/l	<0,1	<0,1	0,24	<0,1	< 0,1	0,3	0,5	0,1	0,83	3,4	0,9	0,7
plomo	mg/l	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	< 0,2
selenio	mg/l	<2	<2	<2	<2	< 2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	< 2
vanadio	mg/l	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
sodio	mg/l	14,5	25,7	30,1	27,3	89,6	36,7	29,4	33,5	29,7	34,6	35,5	47,8
potasio	mg/l	2,25	3,6	8,95	4,06	7,52	8,17	5,91	5,78	9,83	14,4	9,84	8,39
calcio	mg/l	10,2	15,6	87,9	35,5	156,2	246,5	95,1	81	94,2	349	208	73,2



TABLA 5

Calidad de aguas de infiltración de la escombrera

Parámetros	Unidad	Muestras de infiltración de la Escombrera Interior	
		11	45
pH	s.u.	3,39	2,81
Conductividad	mS/cm	2190	2930
cloruros	mg/l	5,42	5,26
sulfatos	mg/l	958,8	1014
nitratos	mg/l	<0,05	<0,05
nitritos	mg/l	<0,05	<0,05
borro	mg/l	< 1	< 1
cobalto	mg/l	1,2	1,6
molibdeno	mg/l	<0,1	<0,1
antimonio	mg/l	<0,4	<0,4
uranio	mg/l	31	79,0
níquel	mg/l	15	2,7
plomo	mg/l	<0,2	<0,2
selenio	mg/l	<2	< 2
vanadio	mg/l	< 1	< 1
sodio	mg/l	40	48
potasio	mg/l	20,8	9,82
calcio	mg/l	217,8	283,3
magnesio	mg/l	119,1	193,7
aluminio	mg/l	< 1	22
hierro	mg/l	4,5	71,7
manganeso	mg/l	1,84	29,42
cobre	mg/l	0,2	0,8
cinc	mg/l	3,16	7,09
bario	mg/l	<1	< 1
plata	mg/l	<0,1	<0,1
arsénico	mg/l	<4	< 4
cadmio	mg/l	<0,05	< 0,05
titanio	mg/l	<1	< 1
cromo	mg/l	<0,2	<0,2
mercurio	mg/l	<4	< 4



TABLA 6

Calidad de aguas de infiltración de lignitos

Parámetros	Unidad	Muestras de infiltración de lignito		
		23	46	47
pH	s.u.	7,59	3,23	6,26
Conductividad	mS/cm	539	2160	733
cloruros	mg/l	9,02	6,02	10,27
sulfatos	mg/l	126	972	253
nitratos	mg/l	<0,05	<0,05	<0,05
nitritos	mg/l	<0,05	<0,05	<0,05
borro	mg/l	< 1	< 1	< 1
cobalto	mg/l	<0,1	0,9	0,1
molibdeno	mg/l	<0,1	<0,1	<0,1
antimonio	mg/l	<0,4	<0,4	<0,4
uranio	mg/l	0,07	16,7	0,13
níquel	mg/l	<0,1	1,4	0,1
plomo	mg/l	<0,2	<0,2	<0,2
selenio	mg/l	<2	< 2	< 2
vanadio	mg/l	< 1	< 1	< 1
sodio	mg/l	33,4	49,4	33,3
potasio	mg/l	7,92	17,64	7,29
calcio	mg/l	32,2	203,5	73,2
magnesio	mg/l	11	148,6	34,4
aluminio	mg/l	< 1	27	< 1
hierro	mg/l	<0,1	8,1	< 0,1
manganeso	mg/l	0,18	14,9	2,67
cobre	mg/l	<0,1	0,2	< 0,1
cinc	mg/l	<0,025	3,46	0,3
bario	mg/l	<1	< 1	< 1
plata	mg/l	<0,1	<0,1	<0,1
arsénico	mg/l	5	< 4	< 4
cadmio	mg/l	<0,05	< 0,05	< 0,05
titanio	mg/l	<1	< 1	< 1
cromo	mg/l	<0,2	<0,2	<0,2
mercurio	mg/l	<4	< 4	< 4



TABLA 7

Calidad de las aguas del fondo de la corta

Parámetros	Unidad	Muestras de agua del fondo del hueco			
		15	20	21	49
pH	s.u.	4,64	3,06	3,55	4,74
Conductividad	mS/cm	1209	1808	2100	1152
cloruros	mg/l	7,95	8,07	10,5	8,73
sulfatos	mg/l	496,2	673	864	434
nitratos	mg/l	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
nitritos	mg/l	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
borro	mg/l	< 1	< 1	< 1	< 1
cobalto	mg/l	0,32	0,43	0,95	0,3
molibdeno	mg/l	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
antimonio	mg/l	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4
uranio	mg/l	2,8	13	26	0,75
níquel	mg/l	0,5	0,68	1,52	0,5
plomo	mg/l	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2
selenio	mg/l	<2	<2	<2	< 2
vanadio	mg/l	< 1	< 1	< 1	< 1
sodio	mg/l	68,89	36,5	33,3	56,9
potasio	mg/l	10,15	12,8	18,9	8,79
calcio	mg/l	127,9	160	207	129,5
magnesio	mg/l	29,84	74,2	153	62,1
aluminio	mg/l	3	7,8	11,3	2
hierro	mg/l	2,9	47,2	6,2	0,4
manganeso	mg/l	6,88	8	7,68	5,86
cobre	mg/l	0,2	0,2	0,1	< 0,1
cinc	mg/l	1,1	1,94	5,44	1,2
bario	mg/l	<1	<1	<1	< 1
plata	mg/l	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
arsénico	mg/l	<4	<4	<4	< 4
cadmio	mg/l	<0,05	<0,05	<0,05	< 0,05
titanio	mg/l	<1	<1	<1	< 1
cromo	mg/l	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2
mercurio	mg/l	<4	<4	<4	< 4



TABLA 8

8a) Calidad de las aguas de los esquistos:

	Descripción	MAX	MIN	Media	MAX	MIN
				Modelo	Modelo	Modelo
	Tipo			Intermedio	Peor	Mejor
pH	S.U.	2,98	6,78	3,32	3,75	6,78
conductividad	mS/cm	2300	713	1713	2300	713
cloruros	mg/l	10,9	4,81	7,7	10,9	8,85
sulfatos	mg/l	970	253	681	970	253,1
nítritos	mg/l	0,05	0,05	0,050	0,05	0,05
boro	mg/l	1	1	1,0	1	1
cobalto	mg/l	1,56	0,1	0,47	1,56	0,1
uranio	mg/l	0,06	0,00006	0,01759	0,06	0,00007
níquel	mg/l	3,4	0,1	0,96	3,4	0,1
plomo	mg/l	0,20	0,20	0,20	0,2	0,2
sodio	mg/l	47,8	29,4	35,3	34,6	33,5
potasio	mg/l	14,4	5,78	8,90	14,4	5,78
calcio	mg/l	349	73,2	164	349	81
magnesio	mg/l	158	24,6	95,5	109	24,6
aluminio	mg/l	26,7	1	13,9	13,3	8
hierro	mg/l	190	1,3	32,87	190	1,3
manganeso	mg/l	10,8	2,96	7,47	7,24	2,96
cobre	mg/l	0,4	0,1	0,20	0,2	0,1
zinc	mg/l	2,66	0,10	0,99	0,336	0,1
bario	mg/l	1	1	1,0	1	1
arsénico	mg/l	0,014	0,004	0,005	0,014	0,004
cadmio	mg/l	0,05	0,05	0,050	0,05	0,05
cromo	mg/l	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
mercurio	mg/l	0,004	0,004	0,004	0,004	0,004
alcalinidad	mg/l CaCO ₃	0	10	2	0	10

NOTA: Valores de alcalinidad asignados a través de los resultados de ensayos de lixiviación. Alcalinidad asumida igual a cero para valores de pH menores de 4.



8b) Calidad de las aguas de la escombrera:

	Descripción	MAX	MIN	Media Modelo <u>Intermedio</u>	MAX Modelo <u>Peor</u>	MIN Modelo <u>Mejor</u>
	<u>Tipo</u>					
pH	s.u.	2,81	3,39	3,01	2,81	3,39
conductividad	mS/cm	2930	2190	2560	2930	2190
cloruros	mg/l	5,42	5,26	5,34	5,26	5,42
sulfatos	mg/l	1014	958,8	986	1014	958,8
nitritos	mg/l	0,05	0,05	0,050	0,05	0,05
boro	mg/l	1	1	1,0	1	1
cobalto	mg/l	1,6	1,2	1,40	1,6	1,2
uranio	mg/l	0,079	0,031	0,05500	0,079	0,031
níquel	mg/l	15	2,7	8,85	2,7	15
plomo	mg/l	0,20	0,20	0,20	0,2	0,2
sodio	mg/l	48	40	44,0	48	40
potasio	mg/l	20,8	9,82	15,31	9,82	20,8
calcio	mg/l	283,3	217,8	250,6	283,3	217,8
magnesio	mg/l	193,7	119,1	156,4	193,7	119,1
aluminio	mg/l	22	1	11,5	22	1
hierro	mg/l	71,7	4,5	38,10	71,7	4,5
manganeso	mg/l	29,4	1,84	15,63	29,42	1,84
cobre	mg/l	0,8	0,2	0,50	0,8	0,2
zinc	mg/l	7,09	3,16	5,13	7,09	3,16
bario	mg/l	1	1	1,0	1	1
arsénico	mg/l	0,004	0,004	0,004	0,004	0,004
cadmio	mg/l	0,05	0,05	0,050	0,05	0,05
cromo	mg/l	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
mercurio	mg/l	0,004	0,004	0,004	0,004	0,004
alcalinidad	mg/l CaCO ₃	0	0	0	0	0

NOTA: Alcalinidad asumida igual a cero para valores de pH menores de 4.



8c) Calidad de las aguas de las cuencas:

	Descripción	MAX	MIN	Modelo
	Tipo	Peor	Mejor	Media
pH	s.u.	6,91	7,38	7,06
conductividad	mS/cm	113	75	85
cloruros	mg/l	9,88	7,57	8,7
sulfatos	mg/l	9,11	1,96	4
nitritos	mg/l	0,05	0,05	0,050
boro	mg/l	1	1	1,0
cobalto	mg/l	0,1	0,1	0,10
uranio	mg/l	0,00006	0,00001	0,00004
níquel	mg/l	0,1	0,1	0,10
plomo	mg/l	0,20	0,20	0,20
sodio	mg/l	12,85	11,2	11,7
potasio	mg/l	1,61	0,6	1,23
calcio	mg/l	7,42	1,98	4,1
magnesio	mg/l	2,86	1,3	1,8
aluminio	mg/l	1	1	1,0
hierro	mg/l	0,1	0,1	0,10
manganeso	mg/l	0,05	0,03	0,04
cobre	mg/l	0,1	0,1	0,10
zinc	mg/l	0,025	0,025	0,03
bario	mg/l	1	1	1,0
arsénico	mg/l	0,004	0,004	0,004
cadmio	mg/l	0,05	0,05	0,050
cromo	mg/l	0,2	0,2	0,2
mercurio	mg/l	0,004	0,004	0,004
alcalinidad	mg/l HCO ₃	4	6	5

NOTA: Valores medios aplicados en las simulaciones del caso peor y mejor.



8d) Calidad de las aguas de los granitos:

	Tipo Geología	MAX	MIN	Media Modelo	MAX modelo	MIN modelo
	Modelo			Intermedio	Peor	Mejor
pH	s.u.	6,85	7,50	7,07	6,85	7,5
conductividad	mS/cm	712	416	556	501	416
cloruros	mg/l	11,5	5,48	8,7	11,5	9,07
sulfatos	mg/l	200	87,1	149	110	87,1
nitritos	mg/l	0,05	0,05	0,050	0,05	0,05
boro	mg/l	1	1	1,0	1	1
cobalto	mg/l	0,1	0,1	0,10	0,1	0,1
uranio	mg/l	0,00014	0,2	0,20	0,00015	0,00018
níquel	mg/l	0,1	0,1	0,10	0,1	0,1
plomo	mg/l	0,2	0,20	0,20	0,2	0,2
sodio	mg/l	76,7	30,6	42,7	31,4	30,6
potasio	mg/l	8,29	5,91	6,69	6,44	6,62
calcio	mg/l	74,7	38,9	52,9	49,6	38,9
magnesio	mg/l	18,6	10,8	13,8	12,1	10,8
aluminio	mg/l	1	1	1,0	1	1
hierro	mg/l	1,5	0,1	0,38	1,5	0,1
manganeso	mg/l	1,03	0,25	0,72	0,99	0,25
cobre	mg/l	0,1	0,1	0,10	0,1	0,1
zinc	mg/l	0,073	0,025	0,04	0,032	0,073
bario	mg/l	1	1	1,0	1	1
arsénico	mg/l	0,008	0,004	0,005	0,008	0,004
cadmio	mg/l	0,05	0,05	0,050	0,05	0,05
cromo	mg/l	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
mercurio	mg/l	0,004	0,004	0,004	0,004	0,004
alcalinidad	CaCO ₃	15	15	15	15	15

NOTA: Valores de alcalinidad asignados a través de los resultados de los ensayos de lixiviación.



TABLA 9. Calidad del agua del lago prevista por el modelo para los tres escenarios⁵

Parámetro	Unidad	Caso medio	Caso peor	Caso mejor	Limite de detección ^a
pH	s.u.	6,2	4,2	7,1	-
Redox	mV	547	620	513	-
Alcalinidad	mg/l como CaCO ₃	2	0	5	-
Cloruros	mg/l	48	33	36	-
Sulfatos	mg/l	31	98	17	-
Calcio	mg/l	15	19	10	-
Magnesio	mg/l	6,2	5,0	4,4	-
Potasio	mg/l	2,0	26	1,8	-
Sodio	mg/l	17	14	14	-
Nitratos	mg/l	2,4	0,28	2,8	0,05
Aluminio	mg/l	0,020	1,25	0,048	1
Arsénico	mg/l	<0,001	0,001	< 0,001	0,004
Bario	mg/l	0,05	0,02	0,08	1
Boro	mg/l	0,97	0,97	0,97	1
Cadmio	mg/l	0,05	0,05	0,05	0,05
Cromo	mg/l	0,19	0,19	0,19	0,2
Cobalto	mg/l	0,11	0,12	0,11	0,1
Cobre	mg/l	0,07	0,10	0,09	0,1
Hierro	mg/l	0,01	2,6	< 0,01	0,1
Plomo	mg/l	0,15	0,17	0,17	0,2
Manganeso	mg/l	0,38	1,0	0,12	0,05
Mercurio	mg/l	0,004	0,004	0,004	0,004
Níquel	mg/l	0,17	0,15	0,21	0,1
Uranio	mg/l	0,0002	0,0007	0,0003	-
Zinc	mg/l	0,09	0,17	0,06	0,025

⁵ Año 2015 - Balance hídrico en condiciones secas (Golder, 2002).



TABLA 10

Calidad prevista para las aguas de vertido del lago

Parámetros	Unidad	Parámetros de calidad del agua de vertido
pH	s.u.	5,5 to 9,5
Redox	mV	-
Alcalinidad	mg/l como CaCO ₃	-
Cloruros	mg/l	2000
Sulfatos	mg/l	2000
Calcio	mg/l	-
Magnesio	mg/l	-
Potasio	mg/l	-
Sodio	mg/l	-
Nitratos	mg/l	-
Aluminio	mg/l	1
Arsénico	mg/l	0,5
Bario	mg/l	20,0
Boro	mg/l	2,0
Cadmio	mg/l	0,1
Cromo	mg/l	2,0
Cobalto	mg/l	-
Cobre	mg/l	0,2
Hierro	mg/l	2,0
Plomo	mg/l	0,2
Manganeso	mg/l	2,0
Mercurio	mg/l	0,05
Níquel	mg/l	2
Uranio	mg/l	-
Zinc	mg/l	3,0



TABLA 11

**Límites de vertidos de la ley Española
(Real Decreto 849/1986 del 11 de abril - Tabla 3)**

Parámetro	Unidad	Valor límite
pH	s.u.	5,5 - 9,5
Color		1/20
TSS	mg/l	80
Temperatura	°C	-
Conductividad @ 20 °C	mS/cm	-
Nitratos	mg/l como NO ₃	-
Fluoruros	mg/l	6
Hierro disuelto	mg/l	2
Manganeso	mg/l	2
Cobre	mg/l	0,2
Cinc	mg/l	3
Boro	mg/l	2
Arsénico	mg/l	0,5
Cadmio	mg/l	0,1
Cromo total	mg/l	2,2
Plomo	mg/l	0,2
Selenio	mg/l	0,03
Mercurio	mg/l	0,05
Bario	mg/l	20
Cianuros	mg/l	0,5
Sulfatos	mg/l	2000
Cloruros	mg/l	2000

TABLA 12**Proporciones relativas de las entradas del lago - Balance hídrico en condiciones secas**

Año	Agua subt. Granito		Agua subt. Esquisto		Escorrentía de la cuenca	Escorrentía/Infiltración Escombrera Interior	Escorrentía paredes corta	Precipitación	Lago Minero
	Limpia	Afectada	Limpia	Afectada					
2006	13,39%	0,33%	13,18%	0,33%	67,30%	0,61%	3,21%	1,65%	0%
2007	7,87%	0,08%	7,88%	0,08%	32,61%	0,26%	0,97%	1,49%	48,76%
2008	5,09%	0,04%	5,04%	0,04%	21,16%	0,16%	0,50%	1,15%	66,82%
2009	3,45%	0,03%	3,39%	0,03%	16,72%	0,16%	0,38%	1,28%	74,56%
2010	2,49%	0,02%	2,26%	0,02%	13,00%	0,10%	0,18%	0,98%	80,96%
2011	1,75%	0,01%	1,54%	0,01%	11,57%	0,13%	0,15%	1,23%	83,60%
2012	1,34%	0,01%	1,22%	0,01%	10,65%	0,11%	0,06%	1,30%	85,31%
2013	1,22%	0%	1,16%	0%	10,50%	0,11%	0,05%	1,31%	85,66%
2014	1,16%	0%	1,14%	0%	10,06%	0,11%	0,04%	1,19%	86,30%
2015	1,05%	0%	1,03%	0%	9,44%	0,11%	0,04%	1,11%	87,21%