

**Resumen**

En el proceso biológico anaerobio de reducción de los sulfatos de las aguas ácidas de minería del río Tinto mediante la utilización de bacterias sulfato-reductoras, se genera una alcalinidad que compensa la acidez que aporta el influente y se emplea para la precipitación escalonada de Fe, Cu, Zn y Al. El empleo de un sustrato adecuado que aporte el carbono necesario para los microorganismos del proceso, repercute en la conversión de los sulfatos. En este trabajo se presentan los resultados obtenidos cuando se emplea como fuente de carbono el fango del tratamiento de aguas residuales urbanas. Los resultados más destacables de este estudio son, la eliminación del 65,5% de sulfatos para un Tiempo de Retención Hidráulico de 10 días a una relación  $\text{SO}_4^{2-}$ :DQO de 1:1, con una producción de sulfuro ácido en disolución de 580 mg HS/L. En el estudio de la precipitación de metales se obtuvo una eliminación del 77,6% en Fe, 88,6% en Cu, 70,7% en Zn y Al del 71,5%. La realización técnica es dirigida por la empresa Ayesa y forma parte del "Programa de Investigación para el tratamiento de aguas ácidas, en el río Tinto" de la Consejería del Medio Ambiente de la Junta de Andalucía.

**Palabras clave:**

Tratamiento biológico, aguas ácidas, sistema anaerobio, bacterias sulfato-reductoras, metales pesados.

**Abstract****Subproducts from a depurative process of acid mine water with organic residues used as carbon source. Part II**

The biological depurative process of acid mine water reducing sulphate concentration from Tinto River produces the alkalinity needed for the selective precipitation of Fe, Cu, Zn and Al. But a suitable carbon source for the working conditions of microorganisms to reduce sulphates is needed. In this work, the results obtained using urban sewage as a carbon source are presented. The optimal conditions obtained are: 65,5% of sulphate reduction in HRT of 10 days for a  $\text{SO}_4^{2-}$ : COD of 1:1, and 580 mg HS/L in the reactor effluent. In the precipitation of metals, a reduction of 77,6% of Fe, 88,6% of Cu, 70,7% of Zn and 71,5% of Al, are obtained depending on the assay applied. Ayesa is developing the technical attendance. This study is being demonstrated under the Acid Water Treatment Program, conducted by the Consejería del Medio Ambiente (Junta de Andalucía).

**Keywords:**

Biological treatment, acid water, anaerobic system, sulphate-reducing bacteria, heavy metals.

# Subproductos en la depuración de aguas ácidas de minería y empleo de residuos orgánicos como fuente carbonada (Parte II)

Por: M.M. Durán-Barrantes (\*); A.M. Jiménez-Rodríguez (\*\*); y F.J. Martel-Villagrán (\*\*\*)

(\*) **Universidad de Sevilla**  
Facultad de Química  
Departamento de Ingeniería Química  
C/ Profesor García González, s/n  
41071 Sevilla  
E-mail: mmduran@us.es

(\*\*) **Universidad Pablo de Olavide**  
Facultad de Ciencias Ambientales  
Departamento de Ecología  
Carretera de Utrera, Km. 1  
41013 Sevilla

(\*\*\*) **Agua y Estructuras, S.A.(Ayesa)**  
Departamento de Ingeniería Sanitaria e Instalaciones  
Pabellón de Checoslovaquia, Isla de la Cartuja  
41092 Sevilla

**1. Introducción**

La formación de drenajes ácidos en las minas es un grave problema ambiental muy frecuente en las regiones mineras. La mezcla de las aguas ácidas de las minas con las aguas de los ríos produce un deterioro en la calidad del agua natural, puesto que tanto el ácido como los metales disueltos son tóxicos para la vida acuática, para el consumo humano y no son aptas para ningún tipo de aplicación industrial.

En la Parte I de este trabajo (Jiménez-Rodríguez et al., 2002) se desarrolla expresamente cómo, en condiciones anaerobias, una biomasa enriquecida en bacterias sulfato reductora oxida compuestos orgánicos simples y libera ácido sulfhídrico ( $\text{H}_2\text{S}$ ) y alcalinidad ( $\text{HCO}_3^-$ ), en presencia de sulfatos ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) y acidez ( $\text{H}^+$ ) (Hammack et al., 1994). El  $\text{H}_2\text{S}$  generado reacciona con nume-

rosos contaminantes metálicos, eliminándolos así de la solución como sulfuros metálicos, en función de la variación del pH del medio. Para que se dé este cambio gradual del pH, se empleará la mencionada alcalinidad que se genera en el proceso.

Los sistemas convencionales de tratamiento biológico de aguas ácidas de minería se basan en el crecimiento de las bacterias sulfato-reductoras en un reactor biológico, sobre un soporte fijo o en un lecho de fangos, produciendo sulfhídrico como resultado de la reducción del sulfato presente en el agua. El sulfhídrico generado, en contacto con los cationes metálicos, forma sulfuros insolubles que precipitan dentro del reactor biológico. Este proceso presenta importantes inconvenientes como son: la sensibilidad de la población bacteriana a bajos valores

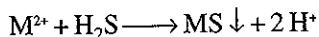
del pH y altos contenidos de metales pesados lo cual hace necesario prohibitivos tiempos de residencia para tratar corrientes altamente contaminadas; al tratar la corriente completa en el biorreactor, éste está sujeto a fuertes fluctuaciones de caudal y carga contaminante, por lo que es difícil de conseguir las condiciones óptimas de funcionamiento del proceso biológico; el fango producido, al ser precipitado en el reactor produce problemas de obstrucciones, abrasión, toxicidad, etc. además, está compuesto por una mezcla de metales tóxicos y biomasa constituyendo un gran volumen de residuos tóxicos caros de manipular y eliminar.

Tratando de superar esta serie de defectos se ha desarrollado el proceso biosulfuro implementado a nivel de planta piloto (Rowley et al., 1994). Las principales diferencias respecto al proceso convencional descrito son:

- el proceso biológico se separa del proceso químico de precipitación - neutralización,
- sólo una fracción del caudal atraviesa el reactor biológico (dependiendo de las necesidades de sulfuro y alcalinidad del sistema),
- las características del efluente se consiguen enteramente con productos de la actividad bacteriana (con la consiguiente economía de reactivos),
- los concentrados metálicos, fangos metálicos y biomasa pueden ser producidos separadamente para su venta o eliminación.

La reducción bacteriana del sulfato está limitada a ciertas condiciones ambientales como son: la presencia de sulfato, concentraciones suficientes de materia orgánica (y equilibrada en composición), ausencia de oxidantes como el propio oxígeno, ión férrico (es necesario por tanto la eliminación del hierro previamente al tratamiento biológico), etc. Bajo estas condiciones, el sulfhídrico generado reacciona con los metales en solución para formar sulfuros insolubles que precipitan

de acuerdo con la siguiente reacción:



La eliminación de los metales disueltos en forma de sulfuros depende del pH, solubilidad del sulfuro en cuestión y concentración de reactivos. El sulfuro de cobre es el primero en precipitar, seguido de los sulfuros de plata, plomo, cadmio, níquel, cinc y hierro. El manganeso es difícil de precipitar como sulfuro debido a la alta solubilidad del mismo.

Los fangos procedentes de las plantas de tratamiento de aguas residuales urbanas son una interesante fuente de carbono para este proceso. Además, como se ha remarcado en las Jornadas sobre Gestión de Lodos de Depuradoras (septiembre 2002, Sevilla) es necesario incrementar los índices de aprovechamientos y aplicación de este residuo como principal reto en la UE. La digestión convencional de estos lodos es igualmente efectiva en presencia de sulfato, llevándose a cabo por las bacterias sulfato-reductoras y obteniéndose producciones de 500 mmol de sulfhídrico tras 10 días de digestión anaeróbica por cada litro de fango (Burgess y Wood, 1961). Para emplazamientos mineros cercanos a instalaciones de tratamiento de aguas residuales urbanas, pueden acoplarse ambos procesos de depuración con excelentes resultados.

El propósito de este estudio es desarrollar un procedimiento económicamente viable para la elimi-

nación de los vertidos ácidos procedentes de las minas de Riotinto, eliminando los metales pesados, subiendo el pH del vertidos a valores superiores a 5, y disminuyendo los elevados contenidos en sulfatos en más del 50%. Para conseguir este fin, se pretende determinar la viabilidad de un proceso anaerobio para el tratamiento del agua ácida (tiempo de retención hidráulico óptimo para la reducción de sulfatos, generación de sulfhídrico y de alcalinidad; relación  $SO_4^{2-}$ : DQO que proporcione a las bacterias los requerimientos nutricionales óptimos), así como la definición de los parámetros de diseño para el desarrollo a escala industrial para tratar 10 m<sup>3</sup>/d, objeto de un posterior estudio.

## 2. Material y métodos

En la Parte I de este trabajo (Jiménez-Rodríguez et al., 2002) se encuentra descrito el equipo experimental así como las características del inóculo de purines de cerdo utilizado y las condiciones de aclimatación a elevadas concentraciones de sulfato.

### 2.1. Fuente de carbono

Los fangos biológicos de depuradora objeto de estudio en el presente trabajo provienen de una Estación Depuradora de Aguas Residuales (EDAR) en San Jerónimo (Sevilla). Estos fangos se toman directamente del espesador de fangos, previo a su eliminación en el reactor anaerobio, y sus características principales se muestran en la **Tabla 1**.

pH	7,0	ST	46,4 g/L
DQO <sub>1</sub>	49,6 g/L	SM	8,9 g/L
DQO <sub>5</sub>	6,7 g/L	SV	37,5 g/L
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	1,5 g/L	Fe <sub>T</sub>	9,3 mg/L
Alcalinidad (CaCO <sub>3</sub> )	2,5 g/L	Cu	4,0 mg/L
N <sub>T</sub>	0,46-3,02%	Zn	1,2 mg/L
P <sub>T</sub>	0,28-1,16%	Al	0,1 mg/L

Tabla 1. Características de los fangos residuales de urbanas.

En los fangos biológicos de urbana es de destacar su pH neutro, la concentración en materia orgánica moderadamente alta, medida como sólidos volátiles, de carácter poco soluble, y una alcalinidad elevada. La cantidad de sólidos orgánicos es del 81% respecto del total, constituido principalmente por bacterias que provienen de los fangos activos. Su relación DQO:N:P es óptima para los procesos anaerobios puesto que su contenido proteico proviene de los microorganismos, y la cantidad de fósforo es elevada.

**2.2. Procedimiento**

La temperatura de trabajo es de 25°C y los parámetros analizados (APHA-AWWA-WPCF, 1992), así como las características medias del agua recogida del río Tinto, se detallan en Jiménez-Rodríguez et al. (2002). Se ha efectuado el estudio en semicontinuo de los reactores durante un tiempo x total de 30 días en período de aclimatación, más 4 meses aplicando los tiempos de retención hidráulicos (TRH) de 24, 15, 10, 5 y 2,5 días. Se ha tratado el reactor con concentraciones iniciales de cargas de SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> de 8,15 g/L y fangos de urbana como sustrato carbonado. La alimentación se adiciona en 10 tiempos a lo largo de las 24 horas (cada 2 horas y media), recirculando el efluente durante 5 minutos, una vez al día. Se aplican relaciones SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>: DQO de 1:1,5, 1:1 y 1:0,5.

Se ha estudiado el proceso de neutralización y precipitación en función del pH, de los metales pesados Fe y Al como hidróxidos, y Cu y Zn como sulfuros, empleándose el efluente alcalino de los reactores, con el sulfuro ácido generado disuelto, para llevar la mezcla a los valores de pH más altos.

**3. Resultados y discusión**

En el transcurso del período de aclimatación se aplican puntualmente cargas elevadas de sulfato. El efecto que producen es un mejor rendimiento bacteriano en la transformación a H<sub>2</sub>S y sulfuro ácido, así

*En el período de  
aclimatación se  
aplican  
puntualmente cargas  
elevadas de sulfato*

como en la recuperación de la alcalinidad en el reactor. Pero si se quieren mantener estas elevadas con-

centraciones, el reactor se inhibe. Ya se vio en la Parte I de este trabajo, aunque con otro sustrato, que las bacterias sulfato-reductoras presentaban este comportamiento, lo cual permite que, de forma puntual, el reactor pueda recuperar su actividad.

En las Tablas 2 y 3 se muestran los valores medios de los principales parámetros analizados. Se observa, como rasgo general, que hay una oscilación en el rendimiento en eliminación de sulfatos en torno al 54%, mientras que el de DQO aumenta al disminuir el TRH. Se puede entender con este comportamiento que, cuanto mayor es el flujo a través del reactor, las bacterias que degradan la materia orgánica presentan mayor actividad que las sulfato-reductoras. En la Tabla 3 no se detallan los datos del

**Tabla 2**

TRH	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> : DQO Anadida	% SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> elim	% DQO elim	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> : DQO Consumida
24	1:1	55,5	-	1:0,73
15	1:1,5	40,2	16,5	1:0,41
15	1:1	47,0	47,4	1:1,00
10	1:1,5	60,9	72,4	1:1,19
10	1:1	65,5	85,9	1:1,31
5	1:1	55,6	73,4	1:1,32
5	1:0,5	55,7	71,3	1:1,28
2,5	1:0,5	48,6	81,0	1:1,66

Tabla 2. Valores medios de sulfato y DQO en los efluentes así como sus rendimientos en eliminación, para cada TRH (d) y relación SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>:DQO.

**Tabla 3**

TRH	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> : DQO	pH	Alcalinidad	% H <sub>2</sub> S	H <sub>2</sub> S/CO <sub>2</sub>	HS
24	1:1	7,3	7,0	6,5	1,5	170
15	1:1,5	7,5	6,0	5,8	1,5	190
15	1:1	7,4	5,5	5,7	2,0	300
10	1:1,5	7,4	5,2	5,9	2,2	582
10	1:1	7,6	5,2	7,5	3,0	580
5	1:1	7,5	4,4	14,1	2,6	370
5	1:0,5	7,4	3,4	10,2	2,7	200
2,5	1:0,5	7,5	2,2	13,6	2,7	147

Tabla 3. Valores medios de pH, alcalinidad (g/l) y HS (mg/l) en los efluentes, así como del porcentaje en H<sub>2</sub>S y su relación con el CO<sub>2</sub> en el biogás, para cada TRH (d) y relación SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>: DQO.

volumen de biogás producido por no ser relevante para el proceso ya que, para la precipitación de los metales, se emplea el sulfuro ácido disuelto en el efluente (la producción de %H<sub>2</sub>S es mínima, como se observa) que además es rico en alcalinidad.

En estas tablas puede observarse que no existe una correlación entre los valores de reducción de sulfatos y la producción de ácido sulfhídrico. Esto puede explicarse por:

- La solubilidad de este último en agua al valor del pH de trabajo dentro del reactor es más alta,
- hay que considerar la existencia de especies catiónicas que tienen afinidad por el anión S<sup>-</sup>,
- el poder reductor del H<sub>2</sub>S produce especies reducidas en disolución a cambio de la formación de azufre elemental, que precipita,
- el biogás formado desplaza un volumen de agua en el gasómetro. Existe un error debido a la disolución del H<sub>2</sub>S del biogás en dicha agua, que se minimiza reutilizándola de manera que se encuentre saturada en H<sub>2</sub>S y CO<sub>2</sub>.

En cada TRH se puede observar un valor de pH muy estable, en torno a 7,5, que no favorece la salida con el biogás de los ácidos volátiles y parte del CO<sub>2</sub> generados en la degradación de la materia orgánica. A su vez, el valor de alcalinidad disminuye con el TRH, de lo que puede deducirse que se consume como compensación del posible exceso de acidez que se genere en el reactor, manteniendo la estabilidad del pH, como se ha mencionado. Se observa así mismo una clara disminución del HS<sup>-</sup> a pequeños TRHs en el efluente mientras que el %H<sub>2</sub>S aumenta en el biogás, aunque no deja de ser despreciable para su empleo en la precipitación de los metales.

Durante el TRH de 10 d, la concentración de HS<sup>-</sup> alcanza un valor máximo de 701,2 mg/L, el mayor de todos los tiempos ensayados, el cual vuelve a disminuir al reducir la relación a 1:1 en la alimentación, aunque los valores medios (Tabla 3) son similares. La velocidad máxima

*Existe un error  
debido a la  
disolución del H<sub>2</sub>S  
del biogás en el agua*

de transformación de los sulfatos en este TRH es de 0,703 g SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>/L·d.

En el TRH de 5 d, las relaciones SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>:DQO empleadas son de 1:1 y posteriormente de 1:0,5. En este caso, el acumulo de sólidos volátiles observado en el interior del reactor motiva a rebajar la relación a 1:0,5 para observar si disminuye esta concentración de materia orgánica en suspensión (dichos sólidos no se deben al crecimiento microbiano pues los microorganismos anaerobios se caracterizan por su pequeña velocidad de crecimiento).

En el último TRH aplicado de 2,5 d, donde el volumen del influente representa ya un 40% del volumen del reactor, se aplica la relación 1:0,5 para ver cual es la respuesta

del reactor en estas condiciones de operación forzada. Se observa que la transformación de sulfatos es del 48,6% de media, si bien la eliminación de DQO (81,0% DQOt) corresponde al mejor rendimiento obtenido en todos los TRH. Dado que el % DQOt medio es del 81,0%, y teniendo en cuenta la elevada velocidad de carga volumétrica, esa eliminación de materia orgánica corresponde casi únicamente a la materia soluble del fango de urbana. El resultado es una acumulación de sólidos dentro del reactor, parcialmente digeridos o mineralizados, cuya purga sería necesaria. La riqueza en H<sub>2</sub>S continúa relativamente estable, pero la concentración de HS<sup>-</sup> disminuye.

Como se observa en la Figura 1, los valores de pH oscilan en torno a 7,5 en los TRH de 5 y 2,5 d, pero la alcalinidad se encuentra en descenso desde los 6 g/L hasta valores inferiores a 2 al final del ensayo, lo que dificulta las posibilidades de recuperación del reactor. Por esta cuestión no se recomienda trabajar a TRH inferiores a 5 días, aunque los valores medios analizados previamente induzcan a pensar en la buena marcha del reactor a 2,5 d.

La gran estabilidad que este reactor con sustrato de fango de urbana ha presentado en los valores de pH medios, a lo largo de todas las cargas ensayadas, es consecuencia de:

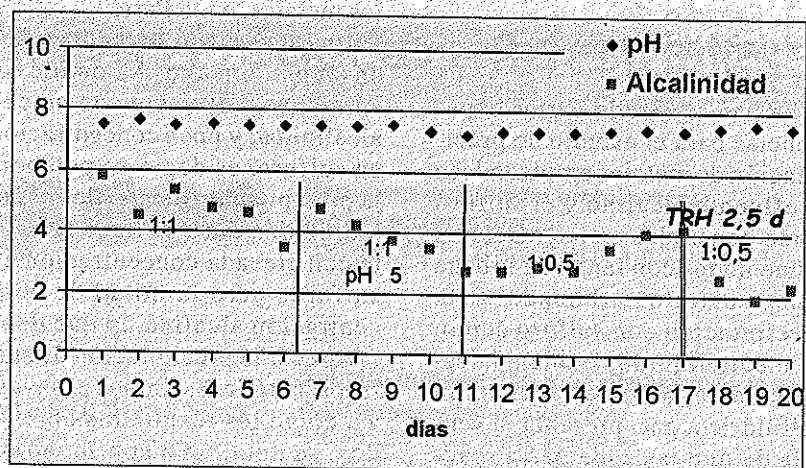


Figura 1. Evolución del pH y alcalinidad en los TRH de 5 y 2,5 d.

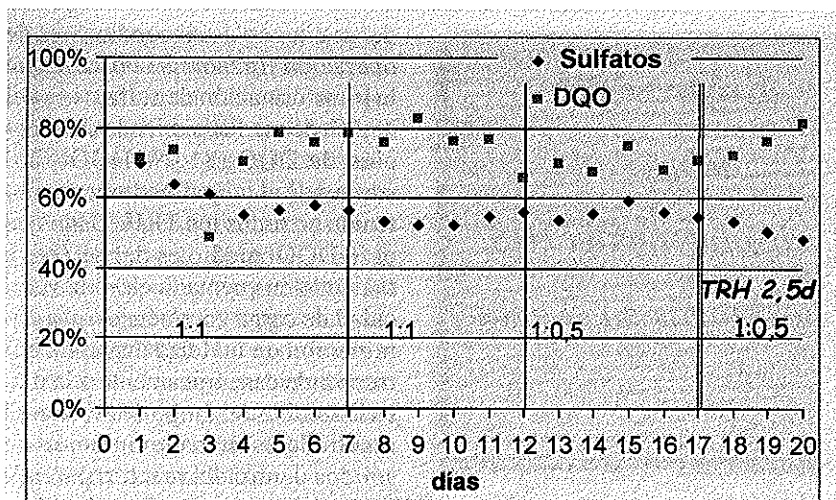


Figura 2. Evolución de la eficacia depurativa y de la eliminación de sulfatos en los TRH de 5 y 2,5 d.

- la elevada alcalinidad del fango (2,5 g/L), que se aporta con cada carga diaria,
- con el influente se inoculan también microorganismos que, aunque provienen de unas condiciones aerobias, los que son facultativos se adaptan a las nuevas condiciones de anaerobiosis, por lo cual se compensan las posibles pérdidas de bacterias con el efluente,
- los sólidos se encuentran en gran medida en suspensión, es decir, formando partículas gruesas. Esto, unido a las partículas de paja, cemento, etc., incluidas en el inóculo de purines de cerdo inicial, favorecen la retención de los microorganismos, evitando la pérdida de los mismos con el efluente.

*Se ha estudiado la precipitación de metales empleándose el efluente alcalino y el sulfuro ácido*

cuentran en el mismo medio de reacción, líquido, frente al empleo de borboteo de gas en el medio líquido, donde se encuentran los metales, en la Parte I.

En este trabajo se realizan dos ensayos: Ensayo A, donde se adiciona un efluente con mucha alcalinidad y poca concentración en sulfuro, es decir, se potencia la precipitación de metales como hidróxidos; Ensayo B, un efluente con elevada concentración en sulfuros pero la mitad de concentración alcalina, lo que debe favorecer la precipitación de sulfuros metálicos. Ambos ensayos, así como los resultados obtenidos, se detallan a continuación (Tablas 4 y 5):

Parámetros	Resultados
pH inicial	2,11
pH final	5,00
Fe inicial	2178 mg/L
Fe final	486 mg/L
%Fe eliminado	77,6%
Cu inicial	520 mg/L
Cu final	120mg/L
% Cu eliminado	77%
Zn inicial	219 mg/L
Zn final	64 mg/L
% Zn precipitado	70,7%
Al inicial	232 mg/L
Al final	46mg/L
% Al eliminado	80,2%

Tabla 4. Rendimientos en precipitación de metales. Ensayo A.

▲ Ensayo A: se mezcla agua del río Tinto con el efluente del reactor anaerobio correspondiente al TRH de 24 días en una relación 1:1,26. Características de este efluente: alcalinidad de 8,25 g CaCO<sub>3</sub>/L, pH= 7,25 y una concentración en sulfuros (S<sup>-</sup> + HS<sup>-</sup>) de 55 mg/L. Los resultados obtenidos se presentan en la Tabla 4.

Parámetros	Resultados
pH inicial	2,21
pH final	5,0
Fe inicial	1840 mg/L
Fe final	530 mg/L
%Fe eliminado	71,2%
Cu inicial	212 mg/L
Cu final	24 mg/L
% Cu eliminado	88,6%
Zn inicial	127 mg/L
Zn final	48,4 mg/L
% Zn eliminado	62%
Al inicial	211 mg/L
Al final	60 mg/L
% Al eliminado	71,5%

Tabla 5. Rendimientos en precipitación de metales. Ensayo B.

▲ Ensayo B: A continuación se realiza la neutralización con otro efluente alcalino (4,12 g/L de alcalinidad), pH= 7,3, donde la concentración de sulfuro ácido es ahora de 200 mg/L. Se utilizó una relación Tinto:Efluente de 1:2,4, doble que en el ensayo A, necesaria para llegar a ese valor de pH final de 5,0 en el agua del río, y los resultados obtenidos se presentan en la Tabla 5.

No existe una diferencia importante entre ambos resultados, donde ya está considerado el factor de dilución. No obstante, hay que destacar la repercusión que tiene en el futuro diseño de la planta piloto el hecho de que el precipitado donde predominan los hidróxidos (Ensayo A) es mucho más voluminoso que el correspondiente al precipitado como sulfuros (Ensayo B).

#### 4. Conclusión

La dinámica establecida en el interior del reactor es función de las transferencias de masa entre una fase sólida, otra líquida y otra gaseosa, difíciles de definir. En el empleo de un lecho fijo se trata de crear las condiciones más favorable para la fijación de los microorganismos en el soporte empleado, plástico en este caso; antes bien, el propio fango inoculado, proveniente de los residuos de una granja porcina, posee en su composición materiales sólidos (paja, cemento, etc.) al que las bacterias se fijan buscando un aporte de minerales, lo que no ha favorecido la formación de la biopelícula en los anillos plásticos empleados.

En vista de que las bacterias no han formado el lecho fijo esperado, y que uno de los substratos empleados (fango de urbana) posee un elevado porcentaje de sólidos orgánicos en suspensión, el tratamiento aplicado a

los reactores es más aproximado al régimen de mezcla completa.

Se recomendaría el empleo, en estas condiciones de trabajo, de un TRH de 10 d con una relación  $SO_4^{2-}$ :DQO 1:1 que permite obtener un rendimiento de eliminación de sulfatos del 65,5% y de materia orgánica del 86%, muy buena estabilidad del pH debido a concentraciones de alcalinidad elevadas, y una concentración media de sulfuro ácido de 580 mg/L en el efluente.

La precipitación de los metales debe seguir en estudio para optimizar el proceso en general, respecto al diseño de los futuros reactores de la planta piloto.

#### 5. Agradecimientos

Los autores reiteran su agradecimiento a la granja "El Cerro", de la zona denominada Los Alcores (Sevilla) y a la EDAR San Jerónimo (Sevilla), por su colaboración desinteresada. El presente trabajo se ha llevado a cabo con la financiación de la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía.

#### 6. Bibliografía

- [1] APHA-AWWA-WPCF. 1992: *Métodos Normalizados para el análisis de aguas potables y residuales*. 17ª edición, Díaz de Santos, S. A., Madrid (España).
- [2] Burgess, S.G.; Wood, L.B. 1961: *Pilot-plant studies in production of sulphur from sulphate-enriched sewage sludge*. J. Sci. Food Agric. 12, 326-335.
- [3] Hammack, R.W.; Edenborn, H.M.; Dvorak, D.H. 1994: *Treatment of water from an open-pit copper mine using biogenic sulfide and limestone: a feasibility study*. Wat. Res. 28(11): 2321-2329.
- [4] Jiménez-Rodríguez, A.M.; Durán-Barrantes, M.M.; Martel-Villagrán, F.J. 2002: *Subproductos en la depuración de aguas ácidas de minería y empleo de residuos orgánicos como fuente carbonada. Parte (I)*. Tecnología del Agua, 231, diciembre, 38-43.
- [5] Jornadas sobre Gestión de Lodos de Depuradora, 2002. Organizado por el Instituto para la Sostenibilidad de los Recursos-Club Español de los Residuos, en colaboración con la Junta de Andalucía. Sevilla, septiembre 2002.
- [6] Rowley, M.V.; Warkentin, D.D.; Yan, V.T.; Piroshco, B.M. 1994: *The Biosulfide Process: Integrated Biological-Chemical Acid Mine Drainage Treatment. Results of Laboratory Piloting*. International Land Reclamation and Mine Drainage Conference 1994.

# Equipos Productos Industriales®



## 27.000

**ejemplares distribuidos gratuitamente entre el sector industrial**

**Control OJD - Distribución nominativa**

**Solicite información y un ejemplar de muestra**

Reed Business Information, S.A.  
Entença, 28 Entlo. 08015 Barcelona  
Tel. 93 292 46 38 Fax 93 425 28 80  
[www.rbi.es](http://www.rbi.es)



**Reed Business Information**