

EVOLUCION DE VARIABLES DURANTE LA PRIMERA PUESTA EN MARCHA DE FILTROS ANAEROBICOS PARA LA DESCONTAMINACION DE LIXIVIADOS

M.S. Alonso, R.C. Pellisco, A.R. Lozano, E.D. Viltz, N.R. Cayo, R.R. Moyano
Facultad de Ingeniería (INTEMI), Universidad Nacional de Jujuy
Avdas. Martiarena e Italia, (4600) San Salvador de Jujuy
Tel. (088)221592, Fax(088)221588, Email: computos@fi.unju.edu.ar

RESUMEN

Se estudió el grado de descontaminación logrado durante la primera puesta en marcha de dos filtros anaeróbicos alimentados con lixiviados extraídos de un relleno sanitario de Jujuy, como así también la evolución del pH, de la alcalinidad y del contenido total de ácidos volátiles en los líquidos de salida de los reactores. Se analizó la influencia de la eliminación parcial previa de metales en el lixiviado alimentado. Los líquidos de salida del estado estacionario final tuvieron una carga orgánica que supera los valores establecidos por las normas sanitarias de Jujuy para el oxígeno consumido del permanganato y para la demanda bioquímica de oxígeno. La eficiencia de descontaminación fue baja, independientemente de la coagulación previa del lixiviado, lo que puede haberse debido a una inoculación insuficiente del material de soporte bacteriano, o a la baja biodegradabilidad de los lixiviados empleados.

INTRODUCCIÓN

Los lixiviados que se acumulan al fondo de los sitios de disposición final de residuos sólidos tienen características físico-químicas que dependen, entre otros factores, de la antigüedad de estos líquidos (Avezzú *et al.*, 1995; Wilkin, 1995; Cal Recovery, 1997). En forma genérica poseen alta carga orgánica y elevada alcalinidad, con un pH no muy alejado de la neutralidad, manifestándose además la presencia de metales pesados (Goransky *et al.*, 1990).

Para evitar una posible contaminación de aguas superficiales o profundas ocasionada por estos residuos líquidos, lo más aconsejable es extraerlos y tratarlos para reducir su carga contaminante (Wilkin, 1995). Teniendo en cuenta que los escasos resultados publicados sobre el tratamiento dado a lixiviados que provienen de ciudades de Argentina y de otros países con condiciones climáticas, y costumbres y niveles socio-económicos de la población diferentes a los del Noroeste argentino (Alonso *et al.*, 1998), resulta necesario estudiar las posibilidades de descontaminación de líquidos de lixiviado provenientes de vertederos de esta región.

La descontaminación biológica de los lixiviados puede hacerse por vía anaeróbica, y en ese caso se debe tener en cuenta la necesidad de un aporte mínimo de ciertos metales y el perjuicio que puede ocasionar el exceso de algunos de ellos (Speece, 1996). Este proceso resulta exitoso sólo si se cumplen condiciones operativas muy estrictas, como trabajar con un medio en donde el pH y la alcalinidad no sean demasiado bajos, y el contenido de ácidos volátiles no supere un cierto límite máximo (Alonso, 1988).

Al recurrir a la digestión anaeróbica metanogénica como proceso de tratamiento de cualquier líquido residual, en este caso los lixiviados, deben evitarse situaciones de desequilibrio de las diferentes bacterias involucradas, lo que puede ocurrir debido a perturbaciones operativas ya sea durante la puesta en marcha de un digestor o encontrándose ya éste en régimen. Esta situación de desequilibrio microbiano se pone en evidencia a través de un aumento de la carga orgánica en los líquidos que salen del reactor metanogénico, por una acumulación de ácidos volátiles, con la posibilidad de una disminución del pH si el medio del reactor no posee una alcalinidad suficiente (Alonso, 1988).

MATERIALES Y MÉTODOS

Los ensayos fueron realizados con dos filtros anaeróbicos, rellenos con esponja poliuretánica previamente inoculada con los lodos del digestor secundario de una planta depuradora de líquidos cloacales. Los reactores, con un volumen total de alrededor de 7 litros cada uno, fueron operados a 30°C con alimentación continua. Los lixiviados utilizados provinieron de un centro de disposición final de residuos domiciliarios de Jujuy. Ambos reactores fueron alimentados con corriente descendente: el reactor 1 (R1) con soluciones basadas en lixiviado crudo, y el reactor 2 (R2) con soluciones preparadas con lixiviado sometido previamente a coagulación, para reducir su contenido de metales.

La puesta en marcha se hizo aumentando la carga orgánica (demanda química de oxígeno o D.Q.O.) de la alimentación en forma escalonada, según se indica en la Tabla 1, correspondiendo la última etapa de la puesta en marcha a una alimentación preparada con lixiviado (crudo o coagulado) sin diluir. En todos los casos el pH se reguló a la neutralidad con ácido fosfórico. La coagulación del lixiviado, para alimentar el reactor 2 fue realizada en un equipo de ensayo de Jarras, empleando sulfato de aluminio al 1% (Goransky *et al.*, 1990).

El seguimiento operativo se realizó extrayendo periódicamente muestras de entrada y salida de los reactores, y analizando en las mismas la demanda química de oxígeno (D.Q.O.), el pH, la alcalinidad y el contenido total de ácidos volátiles según

técnicas normalizadas. Los parámetros que limita la reglamentación sanitaria de Jujuy, a saber oxígeno consumido del permanganato (O.C.) y demanda bioquímica del oxígeno a los 5 días (D.B.O.), fueron determinados sólo al final del ensayo.

Tabla 1. Características de la alimentación durante las etapas de la puesta en marcha. Valores promedio.

ETAPA	D.Q.O. [mg / l]		pH	ALCALINIDAD [mg CaCO ₃ / l]		ÁCIDOS VOLÁTILES [mg HAc eq. / l]	
	R1	R2		R1	R2	R1	R2
1 (días 0 a 8)	600	500	7,8	2400	2200	220	170
2 (días 8 a 20)	1100	900	7,8	4800	4400	430	340
3 (días 20 a 33)	1500	1400	7,8	6700	6300	960	830

RESULTADOS Y DISCUSION

Los valores hallados en las muestras de salida de los reactores para la demanda química de oxígeno, el pH, la alcalinidad y el contenido total de ácidos volátiles, se hallan graficados en las Figuras 1, 2, 3 y 4, respectivamente.

Como puede observarse en estas figuras, la evolución de los reactores fue cualitativamente similar para todas las variables analizadas periódicamente. En efecto, en la Figura 1 se muestra cómo luego de cada cambio de la concentración de la alimentación los filtros respondieron con un aumento progresivo de la demanda química de oxígeno a la salida.

En la Figura 2 se observa que, a través de cada etapa de la puesta en marcha el pH de las muestras de salida de los reactores, luego de un descenso o ascenso progresivos, alcanzó un valor promedio constante (estado estacionario). En ningún momento el pH alcanzó valores por debajo de 6,8 (límite de inestabilidad de un digestor), por lo que no fue necesario aplicar ninguna de las medidas correctivas aconsejables por la bibliografía especializada, tales como agregar un álcali al interior de los reactores, o disminuir o anular el caudal de la alimentación (Alonso, 1992).

En cuanto a la evolución de la alcalinidad de los líquidos de salida: al comienzo de cada etapa de alimentación primero hubo un aumento progresivo hasta llegar hasta un valor aproximadamente constante (estado estacionario). Con cada aumento de carga orgánica en la alimentación hubo un inmediato aumento pronunciado de la alcalinidad. Los aumentos de alcalinidad encontrados tanto para una misma alimentación como al cambiar a la siguiente sólo resultan comprensibles si se tienen en cuenta los valores de la Tabla 1, en donde se observa que al cambiar de una alimentación a la siguiente no solamente hubo un incremento del contenido de materia orgánica, sino que también ocurrió un incremento en la alcalinidad de las entradas. Estos dos cambios simultáneos deberían haber tenido efectos opuestos sobre el valor de la alcalinidad de las salidas, pero prevaleció el efecto ocasionado por el aumento del título alcalimétrico completo, lo que puede verificarse si se compara la alcalinidad de cada entrada y salida respectivas al final de cada una de las etapas de la puesta en marcha. Desde el final de la primera etapa de esta puesta en marcha los reactores alcanzaron el máximo valor de alcalinidad aconsejado (2500 mg de CaCO₃ / l) para una digestión metanogénica exitosa (Nel y Britz, 1986).

La evolución del contenido total de ácidos volátiles fue también cualitativamente similar para los filtros, habiendo alcanzado en general las muestras de salida valores aproximadamente constantes al final de cada etapa de la puesta en marcha, con un incremento en la concentración de los ácidos volátiles ante cada cambio de concentración, y con un aumento progresivo más o menos pronunciado de este parámetro en cada etapa antes de llegar al estado estacionario respectivo. Como se observa en la Tabla 1, ante cada aumento de la carga orgánica de la alimentación también hubo un incremento del contenido de ácidos volátiles en la entrada. Estos cambios simultáneos tuvieron un efecto desfavorable sobre el equilibrio del proceso en los reactores, provocando ambos cambios un aumento en el contenido de los ácidos volátiles de las salidas. La suma de estos efectos puede comprobarse si se comparan los valores de esta variable para los líquidos de entrada y salida respectivos al final de cada etapa, siendo mayor para estos últimos. La concentración de ácidos a la salida del reactor 2 fue menor que la del reactor 1 para cada estado estacionario respectivo, pero (si se comparan los resultados de la Figura 4 con los de la Tabla 1) puede concluirse que esta diferencia se debió simplemente al hecho que las alimentaciones preparadas con el lixiviado previamente coagulado tuvieron valores inferiores a las del reactor 1, alimentado con lixiviado sin coagular, para las etapas respectivas. Sólo excepcionalmente, alrededor del día 27 de la puesta en marcha, los reactores alcanzaron un valor pico de ácidos volátiles que superó ligeramente el valor de 1000 mg de HAc eq / l que la bibliografía establece como límite inferior del intervalo de valor máximo admisible para evitar una situación de inestabilidad (Alonso, 1988).

En todos los casos, el estado estacionario al final de cada etapa se alcanzó dentro de los límites temporales establecidos en los textos de Ingeniería de las Reacciones Químicas, a saber 3 a 5 veces el tiempo de residencia hidráulico, que en este caso fue 1,8 días (Aris, 1973).

Los resultados obtenidos para pH, alcalinidad y ácidos volátiles pueden ser comparados con los de otros autores para lixiviados tratados con filtros anaeróbicos (Henry *et al.*, 1982; Carter *et al.*, 1984), aunque para ello debe tenerse en cuenta diferencias en las condiciones operativas, que incluyen el haber empleado, en este estudio, un lixiviado con biodegradabilidad inferior a la del lixiviado empleado por los autores citados. Los valores de pH son similares a los de estos

Figura 1. Evolución de la carga orgánica en mg / l en las muestras de salida

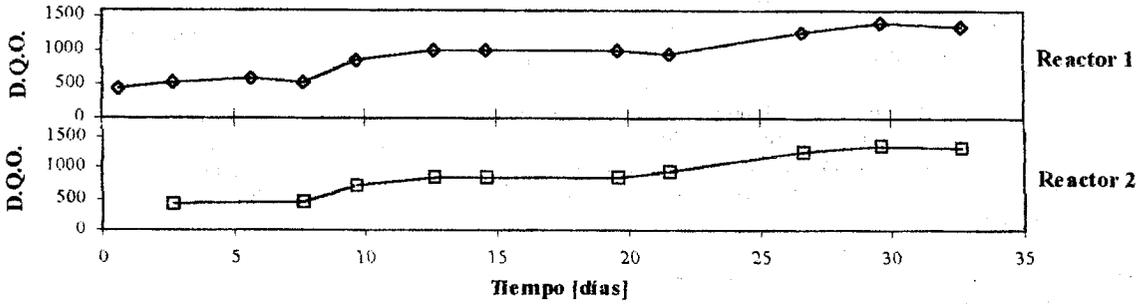


Figura 2. Evolución del pH en las muestras de salida

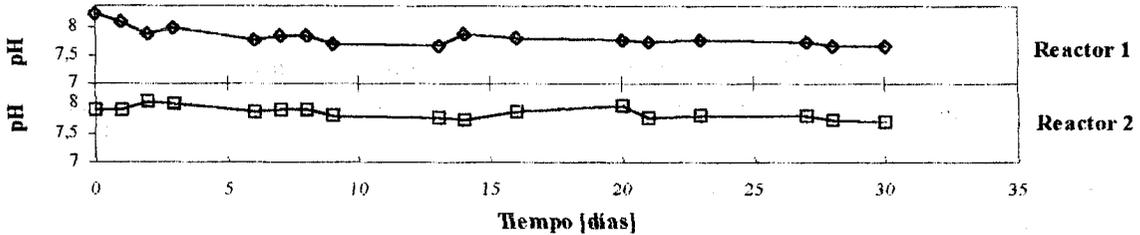


Figura 3. Evolución de la alcalinidad en mg de CaCO3 / l de las muestras de salida

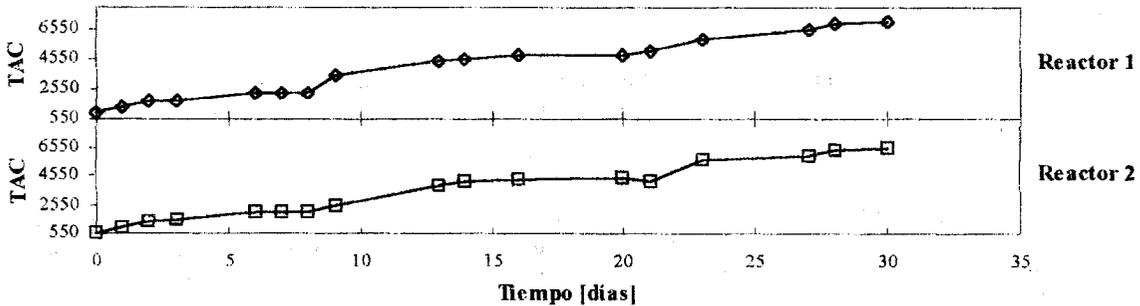
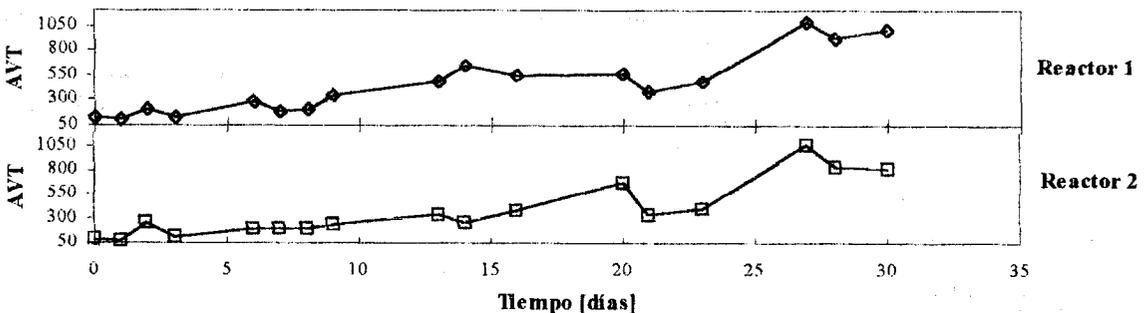


Figura 4. Evolución del contenido total de ácidos volátiles en mg Hac eq. / l en las muestras de salida



autores; la alcalinidad resulta similar en unos de los casos (Carter *et al.*, 1984) y siete veces mayor que el de otros autores (Henry *et al.*, 1982); el contenido de ácidos volátiles fue, en promedio, similar al de unos autores (Henry *et al.*, 1982) y tres veces menor que el de los otros (Carter *et al.*, 1984).

Si se calculan las eficiencias de reducción de D.Q.O. como porcentaje de la carga orgánica de entrada correspondiente y se comparan estos valores al final del ensayo, momento en que los filtros estuvieron alimentados con lixiviados sin diluir, resulta que los reactores tuvieron eficiencias algo inferiores al 10%. Aunque una eficiencia relativamente baja sea de esperar, tratándose de una primera puesta en marcha, los valores hallados resultan sensiblemente inferiores a los informados por otros autores (Henry *et al.*, 1982; Carter *et al.*, 1984) para descontaminación de lixiviados con filtros anaeróbicos. Esta diferencia

puede haberse debido al empleo de condiciones operativas (concentración o caudal de la alimentación, o tiempo de residencia hidráulico, por ejemplo) diferentes entre esos trabajos y este ensayo. Una causa importante puede haber sido el hecho de trabajar con lixiviado con una relación DBO/DQO baja (0,2) lo que indica una baja biodegradabilidad de este efluente (Pohland y Harper, 1986), frente a los 0,5 - 0,6 con los que trabajaron los autores mencionados. Otra causa de las bajas eficiencias alcanzadas pudo ser una inoculación insuficiente del material de relleno, que al final del ensayo tuvo, para los reactores, un contenido de sólidos volátiles fijados (biomasa) inferior a 10 g/l, lo que es entre la mitad y la tercera parte de lo informado en bibliografía por otros autores, para filtros anaeróbicos alimentados con efluentes diferentes al estudiado aquí (Alonso, 1988). La causa preponderante de la baja eficiencia de los filtros anaeróbicos para el tratamiento de los lixiviados del vertedero de Jujuy será determinada en ensayos futuros. Los reactores han sido reinoculados luego de esta primera puesta en marcha, con lo que se espera mejorar su eficiencia.

Los resultados de oxígeno consumido y demanda bioquímica de oxígeno al final de la puesta en marcha se encuentran en la Tabla 2, y pueden ser comparados con los límites establecidos por la reglamentación sanitaria de Jujuy para volcamiento de efluentes (Poder Ejecutivo de Jujuy, 1995), a saber: 20 mg/l para el oxígeno consumido y 50 mg/l para la D.B.O.5. De esta comparación surge que los valores obtenidos en estos estudios superan en todos los casos, para ambos parámetros, las exigencias de la reglamentación local.

Tabla 2. Oxígeno consumido y demanda bioquímica de oxígeno al final del ensayo para los líquidos de salida

REACTOR	O.C. [mg/l]	D.B.O.5 [mg/l]
1	310	210
2	290	200

AGRADECIMIENTO

A la Secretaría de Ciencia y Técnica de la U.N.Ju., por el apoyo económico brindado.

REFERENCIAS

- Alonso M. S. (1988). Étude des cinétiques de la dégradation anaérobie des acides volatils en réacteur fluidisé fermé. Influence de la température. Tesis de doctorado, editada por la Université des Sciences et Techniques du Languedoc, p.25, Montpellier, Francia.
- Alonso M.S.(1992). Influence of the acetate concentration on the recovery time of a perturbed anaerobic digester. *Biotechnology Letters*, 14, 6, 535, 538.
- Alonso M.S., Barberis S.R., Amador M.B., Ábalos M.E., Cayo N.R. y Moyano R.R. (1998). Biodegradabilidad aeróbica y anaeróbica del lixiviado de un relleno sanitario de Jujuy. Trabajo presentado en el *X Congreso Argentino de Saneamiento y Medio Ambiente* (a ser publicado en la revista *Ingeniería Sanitaria y Ambiental*), Rosario, Santa Fe, Argentina.
- Aris R. (1973). *Análisis de reactores*, 1º edición española, pp.199-200. Editorial Alhambra, Madrid, España.
- Avezzù F., Bissoletti G., Collivignarelli C. y Volpi Ghirardini A.(1995) Behaviour of heavy metals in activated sludge biological treatment of landfill leachate. *Waste Managem. & Res.*, 13, 103-121.
- Cal Recovery Inc. (1997). Formación de lixiviado y balance hidráulico. En *Apuntes del Curso Internacional de Rellenos Sanitarios y de Seguridad*, pp. 12.1-12.12, Mar del Plata.
- Carter J. L., Curran G. M., Schafer P. E., Janeshek R. T. y Woelfel G. C. (1984). A new type of anaerobic design for energy recovery and treatment of leachate wastes. En *Proceedings of 39th Industrial Waste Conference*, Purdue University, pp. 1-17, Indiana, Estados Unidos de Norteamérica.
- Goransky R. A., Higa L. E. y Morales S. E. (1990). *Informe final INCYTH-CEAMSE del estudio de tratabilidad de lixiviados de rellenos sanitarios*, Buenos Aires, Argentina.
- Henry J. G., Prasad D., Sidhwa R. y Hilgerdenaar M. (1982). Treatment of landfill leachate by anaerobic filter. Part I: Laboratory studies *Water Poll. Res. J.* 17, 37-46.
- Nel L. H. y Britz T. J. (1986). The influence of different substrate pH values in the performance of a downflow anaerobic fixed bed reactor treating a petrochemical effluent. *Biotechnology Letters*, 8, 4, 293-298.
- Poder Ejecutivo de la Provincia de Jujuy (1995). *Decreto 3218. Normas para desagües a cursos receptores, Anexo II*, Jujuy, Argentina.
- Pohland F. G. y Harper S. R. (1986). Critical review and summary of leachate and gas production from landfills. En *EPA Cooperative Agreement CR809997 Georgia Tech.*, Environmental protection agency, Project N°-E-20-G01, Estados Unidos de Norteamérica.
- Speece R. E. (1996). *Anaerobic Biotechnology*, 1ª edición, pp. 23, 221-244. Archae Press, Tennessee, Estados Unidos de Norteamérica.
- Wilkin, P. (1995). Emisiones y lixiviados de vertederos. *Gestión de desechos*, Marzo, 53-54.