

# UNA ALTERNATIVA DE OPTIMIZACIÓN DEL SISTEMA DE TRATAMIENTO DE EFLUENTES DE UNA CURTIEMBRE EN SALTA, ARGENTINA

V.I. Liberal<sup>1</sup>, G.I.B. Domingo<sup>2</sup>, T. Lagarde<sup>1</sup>, M. Iribarnegaray<sup>2</sup> y L. Seghezzo<sup>3</sup>

Instituto de Investigación en Energía No Convencional (INENCO), Universidad Nacional de Salta (UNSa)  
Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET)  
Avda. Bolivia 5150, A4408FVY Salta, Argentina  
Tel. +54-387-4255516; E-mail: tbel@unsa.edu.ar

**RESUMEN:** El Tratamiento anaeróbico de aguas residuales con reactores anaeróbicos de flujo ascendente y manto de lodos o reactores UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) es una opción disponible para las industrias que generan efluentes de alta carga orgánica como las curtiembres. En el presente trabajo se plantea la propuesta de incorporar un reactor UASB, como pretratamiento de los efluentes, al sistema aeróbico actualmente instalado en una curtiembre localizada en Rosario de Lerma, en la provincia de Salta. Se analizan las posibilidades de implementación de la modificación propuesta y se discuten los beneficios que brindaría al sistema de tratamiento.

**Palabras Clave:** Efluentes de curtiembre, tecnología anaeróbica, tratamiento efluentes.

## INTRODUCCION

El deterioro de la calidad de las aguas naturales es en gran parte responsabilidad de la actividad del hombre y una de las causas es la actividad industrial. En la mayoría de los casos, la falta de una eficiente depuración de los efluentes de origen industrial se debe a razones de orden económico que impiden que se cumpla con límites de volcamiento impuestos por las legislaciones vigentes. Hay que considerar que muchos efluentes industriales son portadores de materia orgánica e inorgánica y microorganismos que contaminan los cuerpos receptores, especialmente en las proximidades del punto de vertido (M.D.S. y M.A., 1999).

El proceso del curtido de cueros genera una importante carga contaminante que puede ser reducida significativamente si se toman las precauciones adecuadas. Existe una serie de medidas para prevenir o disminuir la contaminación generada, las cuales son de fácil aplicación y más aún, producen reducciones en los costos y mejoras productivas. La adopción de dichas medidas permitirá mejorar la imagen de las empresas ante la comunidad, cumplir con la normativa ambiental y desarrollar la actividad en forma ambientalmente sustentable (CO.NA.M.A. Chile, 1999). Un adecuado tratamiento y disposición final de los efluentes industriales a través de la implementación de tecnologías eficientes y más sustentables es una manera de transformar los efluentes en sustancias relativamente inocuas para el ambiente.

En este trabajo se plantea una propuesta para optimizar el sistema de tratamiento de efluentes de una curtiembre en la ciudad de Rosario de Lerma, en la provincia de Salta, Argentina. El sistema de tratamiento actual logra un efluente final con valores dentro de la normativa vigente pero muestra un significativo gasto de energía, productos químicos y suplementos bacterianos. El objetivo de este trabajo se centra en el estudio de la incorporación de un reactor anaeróbico de flujo ascendente y manto de lodos o reactor UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) como tratamiento previo al sistema aeróbico actualmente instalado en la curtiembre. El reactor se incorporaría con la finalidad principal de remover materia orgánica y concomitantemente para la obtención de biogás susceptible de ser utilizado como combustible para alguna de las operaciones de la propia planta de tratamiento.

## EFLUENTES DEL PROCESO DE CURTIDO

Las operaciones y procesos de las curtiembres generan residuos líquidos y sólidos que se distinguen por su elevada carga orgánica y presencia de agentes químicos que pueden tener efectos tóxicos, además de contener altas concentraciones de sales, sulfuro y cromo o taninos (Vidal et al., 2003). Las variaciones en cuanto al volumen de los residuos y a la concentración de la carga contaminante se presentan de acuerdo a la materia prima procesada y a la tecnología empleada, siendo los efluentes líquidos los de mayor significación (CO.NA.M.A. Chile, 1999).

En una planta de tratamiento de efluentes líquidos se produce además una gran cantidad de lodo residual, el cual contiene la mayoría de los componentes que fueron evacuados con el efluente. Cada etapa del proceso industrial del curtido genera residuos líquidos con distintos grados de contaminación, siendo la más importante en términos de carga orgánica, la etapa de

---

<sup>1</sup> Docente UNSa

<sup>2</sup> Becario CIUNSa - ANPCyT

<sup>3</sup> Investigador Adjunto CONICET

ribera. Esta etapa presenta el mayor consumo de agua y su efluente presenta un elevado pH. Este proceso emplea sulfuro de sodio y cal para eliminar la epidermis de la piel y el pelo que la recubren. Se caracteriza por generar una carga contaminante importante, sobre todo en DBO, DQO, sulfuros y sólidos suspendidos. La etapa de curtido genera un efluente con pH final bajo. Los procesos de descalcado, desengrase y purga eliminan la cal, el sulfuro y las grasas contenidas en la piel. Finalmente, en la etapa de acabado se procede al blanqueo, recurtido, suavizado y tratamiento final del producto. Estos procesos tienen una importancia relativamente baja dentro de la contaminación del efluente unificado, siendo solamente destacables por su aporte a los sólidos suspendidos. La composición media y la contribución a las aguas de los principales componentes de las curtiembres se detallan en la Tabla 1 (CEPIS, 1991). Otras características reportadas para estos efluentes son pH 8-11, alcalinidad 2000-3000 mg/L, sulfuros 15-75 mg/L con picos de hasta 250 mg/L, temperatura 22-28°C, sólidos sedimentables 15% en volumen (M.D.S. y M.A., 1999).

Principales subprocesos	DBO <sub>5</sub>	Sólidos Suspendidos	Sólidos Totales
Lavado y remojo	170	590	1360
Eliminación de pelos	350	790	790
Descarnado	550	1560	1810
Remojo	90	20	180
Curtido	20	20	110
Procesos finales	20	20	50
Total	1200	3000	4300

*Tabla 1. Características de las aguas residuales de una curtiembre (en mg/L)*

Para el tratamiento de los efluentes se utilizan métodos mecánicos, físicos, químicos y biológicos, con el fin de reducir la cantidad de materia orgánica de los mismos hasta los límites fijados por las reglamentaciones vigentes. El tratamiento mecánico generalmente consiste en la separación de los sólidos de mayor tamaño presentes en los efluentes. Los métodos físicos se utilizan para eliminar los sólidos sedimentables y realizar la preclarificación del efluente para su posterior tratamiento. La finalidad del tratamiento químico es lograr neutralización de descargas, separar los sólidos que no pueden eliminarse a través de medios mecánicos simples, separar sustancias coloidales mayormente orgánicas y sustancias inorgánicas disueltas. También se incluyen procesos tales como desinfección por aplicación de compuestos clorados, decoloración, oxidación, etc. (CEPIS, 1991). En el tratamiento biológico se utiliza la actividad de los microorganismos (aeróbicos o anaeróbicos) para la mineralización de las sustancias orgánicas presentes en los efluentes. Debido a la significativa proporción de materia orgánica en los efluentes de curtiembre, el tratamiento de éstos generalmente incluye algún método biológico.

## **EL REACTOR UASB**

El tratamiento biológico de las aguas residuales de curtidos se utiliza fundamentalmente para eliminar materia orgánica de las aguas mediante procesos aeróbicos y anaeróbicos. Los procesos más utilizados son los sistemas de lodos activados (aeróbicos) y los reactores UASB (anaeróbicos). El proceso de lodos activos es el más frecuente ya que permite obtener un efluente con menor contenido en materia orgánica y, siempre que se diseñe y opere adecuadamente, realizar la eliminación de compuestos de nitrógeno y fósforo (Orhon et al., 2000, en Artiga et al., 2007).

Las tecnologías anaeróbicas de tratamiento de efluentes constituyen una alternativa para remover la materia orgánica fácilmente biodegradable en corrientes de efluentes de media a alta carga. Las principales ventajas del tratamiento anaeróbico son: a) Las bacterias anaeróbicas tienen una producción celular más baja que las bacterias aeróbicas, así los tratamientos anaeróbicos son responsables de una producción de barro en exceso mucho menor; b) Las bacterias anaeróbicas no necesitan suministro de aire, por lo que los costos operativos asociados con la aireación son eliminados; c) Las bacterias anaeróbicas pueden ser inmovilizadas, permitiendo la aplicación de sistemas de tratamiento de efluentes más compactos; d) La producción de gas metano, que puede ser utilizada por la industria para disminuir los costos de energía. Sin embargo, el tratamiento anaeróbico tiene algunas desventajas, principalmente la alta sensibilidad de las bacterias metanogénicas a los compuestos tóxicos y su baja velocidad de crecimiento, que es una ventaja en cuanto reduce la producción de lodos, pero también implica largos períodos de recuperación si el proceso es alterado (Seghezzeo et al., 1998).

El tratamiento anaeróbico de efluentes ha encontrado una amplia aplicación en varios sectores de la industria en los últimos años, al punto que en algunos países dicho tratamiento se considera la tecnología estándar. De todos los sistemas de tratamiento disponibles, el potencial usuario obviamente preferirá el sistema más económico, no sólo en términos de inversión sino particularmente en términos de operación y mantenimiento. En este contexto, los reactores basados en tecnología UASB parecen ser los más favorables (Seghezzeo, 1998). La tecnología UASB fue desarrollada comercialmente en Europa durante la década del 80, para el tratamiento de efluentes industriales con concentraciones de materia orgánica superiores a 1.000 mgDBO/L. A mayor concentración, mayor competitividad económica frente a las tecnologías tradicionales de lodos activados. En la actualidad, el reactor UASB (Fig. 1) se usa extensamente para tratar diferentes tipos de aguas residuales.

El funcionamiento del reactor UASB se basa en el desarrollo de un lodo denso en el fondo del reactor, en el cual se lleva a cabo toda la actividad biológica. Este lecho de lodo anaeróbico activo se forma gradualmente debido básicamente a dos fenómenos complementarios: acumulación de sólidos suspendidos y crecimiento bacteriano. Inicialmente, si se trabajan adecuadamente las variables hidráulicas del reactor, los sólidos suspendidos del líquido influente son retenidos por sedimentación. Las bacterias anaeróbicas presentes naturalmente en las aguas residuales domésticas o inoculadas en el reactor comienzan a crecer adheridas a las partículas retenidas. Como resultado de este crecimiento, la actividad hidrolítica y metanogénica del lodo se incrementa. Esta actividad, asimismo, estará influenciada por factores tales como la temperatura de operación y la velocidad ascensional del líquido, entre otros. Para una evaluación acertada de los sistemas anaeróbicos, es de fundamental importancia el esclarecimiento de los factores que afectan tanto la remoción de sólidos suspendidos como la actividad del lodo. La retención de lodo activo dentro del reactor UASB, tanto granular como floculento, permite una buena eficiencia de tratamiento con cargas orgánicas elevadas. La turbulencia que se produce en el interior del reactor debido al flujo de líquido influente y al biogás que se produce en la reacción biológica proveen buen contacto entre la biomasa bacteriana y el líquido residual, incrementando la eficiencia de tratamiento.

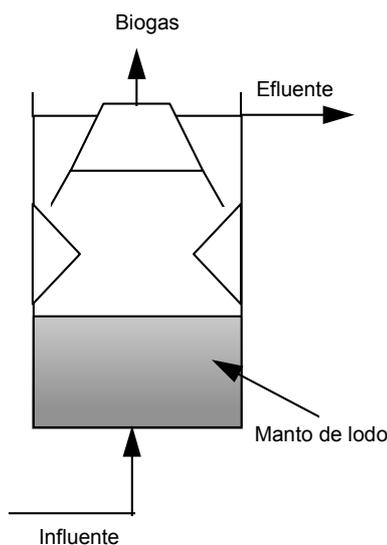


Figura 1. Esquema del reactor UASB modificado de van Haandel y Lettinga (1994).

## TRATAMIENTO DE EFLUENTES DE CURTIEMBRE CON REACTORES UASB

Existe ya un número importante de reactores anaeróbicos instalados para tratar aguas residuales de curtiembres en instalaciones industriales. Dada la complejidad de los efluentes de estas instalaciones, los procesos biológicos implicados durante el tratamiento anaerobio pueden ser muy complejos pudiendo existir procesos sinérgicos, antagónicos o de toxicidad que condicionan el rendimiento de los reactores. En cuanto a los compuestos tánicos, si bien algunos autores hace tiempo que reportaron toxicidad de los taninos a enzimas y microorganismos (Thung et al., 1951, Arora, 1975), sus efectos inhibitorios sobre las bacterias involucradas en el proceso de tratamiento anaeróbico todavía están siendo evaluados. Mosquera-Corral et al. (2007) refieren trabajos desarrollados en India en 1989 donde se observó una fuerte inhibición de las bacterias metanogénicas a 0,3 – 2 g/L, mientras que en otros de 1997 encontraron que concentraciones de tanino superiores a 914 mg/L causaban un descenso del porcentaje de DQO y taninos eliminados y de la producción de biogás. López Fiuza et al. (2003) operaron reactores anaerobios en presencia de 100 a 1000 mg/L de taninos naturales, observando que la eficacia de eliminación de DQO no sería prácticamente afectada salvo cuando se operaba con concentraciones de 1000 mg/L de taninos condensados de algunos extractos vegetales. También estudiaron la degradación de estos compuestos determinando que para algunos taninos hidrolizables se producía una degradación del 60%. En el caso de los taninos condensados de extractos vegetales este porcentaje era de sólo el 20%.

En cuanto al efecto de otras sustancias o compuestos tóxicos sobre la biomasa microbiana anaeróbica, se han encontrado algunas referencias concretas. El sulfuro es tóxico para todos los grupos bacterianos involucrados en la metanogénesis. Los niveles de inhibición dados por diferentes autores para la inhibición de las bacterias productoras de metano son bastante variados y dependen del estado de agregación de la biomasa y de la variedad de poblaciones bacterianas presentes. Koster et al. (1986) encontraron que la metanogénesis se inhibe a 250 mg H<sub>2</sub>S/L. Los lodos granulares toleran mayores concentraciones de sulfuro en comparación con los lodos floculentos debido a los gradientes de difusión interna. Rinzema y Lettinga (1988) encontraron que niveles inferiores a 150 mg H<sub>2</sub>S/L en efluentes no resultan inhibitorios para los tratamientos anaeróbicos.

Estudios realizados con reactores UASB a escala piloto muestran algunos resultados interesantes. Pawlowski (1984) obtiene una remoción de materia orgánica en efluentes de curtiembre de casi 90%, siendo los niveles de toxicidad de sulfuros mayores a 200 mg/L. Draaijer et al. (1991) encuentran que una mezcla de efluentes de curtiembre con efluentes cloacales en una relación 1:3 es la más apropiada para un buen tratamiento y que no hay toxicidad hasta 500 mg/L de sulfatos, 3000 mg/L

de cloruros, y 10 mg/L de cromo, para tiempos de retención hidráulica (TRH) de ocho días. Shin et al. (1996) estudian la competencia entre bacterias reductoras de sulfato y bacterias metanogénicas en reactores UASB que procesan efluentes de curtiembre con alto contenido de sulfatos (no cita sus niveles) y los cambios en las propiedades de los gránulos. Concluyen que al elevar la temperatura de 25 a 35°C baja la actividad metanogénica, aumenta la reducción de sulfatos y se debilita la estructura de los gránulos. Tare et al. (2003) hacen un estudio de caso en el tratamiento de efluentes de curtiembre comparando el comportamiento de un sistema anaeróbico UASB con otro aeróbico de lodos activados, ambos de escala comercial. Concluyen que, para el caso estudiado, el sistema aeróbico es superior en varios aspectos al anaeróbico. Boshoff et al. (2004) trabajando con reactores aeróbicos y anaeróbicos de escala piloto citan remociones de sulfato en efluentes de curtiembre entre 60 y 80%, siendo los mejores resultados los obtenidos con un reactor UASB. Se ensayaron niveles de sulfato de hasta 1800 mg/L.

Los efluentes tratados en reactores anaeróbicos requieren un tratamiento aeróbico posterior para alcanzar las metas finales de calidad del efluente para su volcamiento a un cuerpo de agua. En tal sentido, las concentraciones de los sulfuros que pueden producirse en los reactores anaeróbicos pueden resultar tóxicas para el proceso biológico aeróbico posterior. Campos et al. (2007) refieren a trabajos donde se encontró que la presencia de 1 mg/L de sulfuros tiene efectos negativos sobre la biomasa heterótrofa (aeróbica) causando fenómenos de “bulking” y flotación, viéndose también afectada la actividad nitrificante incluso a concentraciones bajas de este compuesto. Bajas concentraciones de sulfuros también causan inhibición de la desnitrificación (heterótrofa). Refieren también a otros investigadores que determinaron que 96 mg/L de sulfuros causaban un descenso de la actividad del 50%. Sin embargo, mencionan otro trabajo donde se reporta que las bacterias que llevan a cabo la desnitrificación autótrofa no sufren inhibición hasta niveles de 800 mg/L de sulfuros, concentración mayor que la que suele existir en las aguas de curtiembres.

Si resultara necesario el abatimiento de sulfuros en el líquido efluente, al igual que en el biogás producido, se pueden emplear distintos métodos físico-químicos o biológicos. Los primeros, en general, tienen altos costos. La oxidación biológica usando bacterias sulfuro-oxidantes produce azufre elemental en concentraciones menores de 0,1 mg O<sub>2</sub>/L. El azufre elemental formado tiene carácter hidrofílico y puede ser separado por decantación. La formación de Azufre elemental requiere sólo el 25% de oxígeno comparado con la formación de sulfatos (Mosquera-Corral, 2007).

En cuanto a los sulfuros en el biogás, Mosquera-Corral et al (2007) refieren el empleo del mismo para la eliminación del nitrato generado durante la nitrificación en el tratamiento aeróbico. Las bacterias sulfuro-oxidantes pertenecen a un grupo bacteriano muy heterogéneo que tienen la capacidad de usar compuestos de azufre reducidos como fuente de energía en ausencia de oxígeno. Además, pueden usar nitrato o nitrito como agentes oxidantes (desnitrificación autótrofa, Ecuación 1), lo que abre la posibilidad de eliminar simultáneamente tanto sulfuro como las formas oxidadas de nitrógeno producidas durante la nitrificación en el tratamiento aeróbico (Campos et al., 2007).



Estos autores comparan esta nueva posibilidad con la configuración tradicional (tecnología de los años 90) de postdesnitrificación en reactores diferenciados e identifican las siguientes ventajas: eliminación del H<sub>2</sub>S del biogás y menor producción de lodos por ser un proceso autótrofo. Por lo tanto, resulta innecesario controlar la cantidad de materia orgánica a la salida del reactor anaeróbico para llevar a cabo la desnitrificación heterótrofa (tradicional). En cuanto a la remoción de materia orgánica, refieren eficiencias de eliminación de DQO del orden del 60 al 75% para reactores operando con efluentes de curtiembre sin previa eliminación de sulfuros en un amplio rango de cargas orgánicas que asciende hasta 7 u 8 kg DQO/m<sup>3</sup>.d.

## CARACTERÍSTICAS DEL SISTEMA ACTUAL Y ESTUDIOS PRELIMINARES

El sistema de tratamiento actualmente en funcionamiento para el tratamiento de los efluentes de la curtiembre en estudio consta de un tratamiento preliminar de rejillas, desengrasador, torre de desulfuración y evaporador de taninos y un sistema aeróbico de lodos activados de tipo carrousel. En función del sistema particular empleado, la circulación expone los barros activados a zonas ricas en oxígeno (aeróbicas), sin oxígeno (anóxicas) y sin oxígeno ni nitratos (anaeróbicas). En esta tecnología, de avanzada en los años 70, los procesos de nitrificación y desnitrificación heterótrofa se llevan a cabo en las distintas zonas de este único reactor, haciéndolo complejo y oneroso para operar en condiciones controladas que permitan obtener un efluente de calidad que cumpla con la normativa. La curtiembre cuenta además con un proceso en el que la corriente proveniente de los procesos de pelambre, rica en sulfuros, es dirigida a un tanque de desulfuración donde, mediante la aplicación de oxígeno líquido, se oxidan los sulfuros presentes en el efluente hasta el máximo estado de oxidación del azufre (SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>). La concentración de sulfuros de esta corriente disminuye sensiblemente hasta unos 15 mg/L y la de SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> se encuentra en alrededor de 240 mg/L.

Estudios preliminares llevados a cabo sobre los efluentes de esta curtiembre por Farfán et al. (2008), referidos a la toxicidad de amonio, sulfuro y taninos presentes en el efluente sobre la actividad metanogénica del barro anaeróbico de un reactor UASB, encontraron que las concentraciones normales de sulfuros y taninos del efluente analizado podrían causar cierta inhibición de la actividad del lodo. La Tabla 2 muestra las concentraciones medias de algunos parámetros (considerados inhibidores) determinados por estos autores en el efluente. Durante los estudios se determinaron además la concentración de amoníaco, sulfuros y taninos que causa el 50% de inhibición (IC<sub>50</sub>). Los valores de IC<sub>50</sub> obtenidos fueron los siguientes:

1. Amoníaco: 1,132 mg/L N-NH<sub>3</sub> a 20°C y 1,107 mg/L N-NH<sub>3</sub> a 30°C.
2. Sulfuros: 154 mg S/L mg a 20°C y 269 mg S/L a 30°C.
3. Taninos: 163 mg taninos/L a 20°C y 306 mg taninos/L a 30°C.

Parámetros	Concentración
Temperatura	23,1
pH	7,2
Demanda Química de Oxígeno (DQO) (mg/L)	11.460
Sulfuros (mg/L)	96
Amoníaco (mg/L)	125
Tanino – Lignina (mg/L)	775

*Tabla 2: Composición media del efluente de la curtiembre*

Se informa además que en todos los ensayos realizados se logró recuperación de la actividad metanogénica inicial del lodo cloacal ensayado, demostrando que el mismo puede adaptarse para su empleo como inóculo en el tratamiento anaeróbico de efluentes de curtiembre. La fase de retardo puede terminar a los 2 meses, ya que la producción de metano después de ese período se recuperó durante los ensayos, aún con contenidos de 1000 mg taninos/L (varias veces superior que el valor de IC<sub>50</sub> medido para este compuesto sobre un barro no adaptado) a 20°C. En estas condiciones se podría alcanzar alrededor de un 40% de remoción de materia orgánica. La puesta en marcha del reactor UASB se puede realizar con efluente diluido para minimizar los efectos inhibitorios de taninos y sulfuros e ir incrementando lentamente la concentración durante los dos primeros meses de operación. Los ensayos realizados muestran que habría degradación biológica parcial de una fracción de los taninos. Los estudios revelaron además que los tóxicos tuvieron efectos independientes, o sea que no presentaron fenómenos de antagonismo ni sinergismo.

## ALTERNATIVA DE OPTIMIZACIÓN DEL SISTEMA

A partir de la información obtenida en la bibliografía referenciada y basándonos en los resultados obtenidos en los estudios realizados por Farfán et al. (2007) sobre la toxicidad de los efluentes de esta curtiembre en particular, se propone como alternativa de optimización del sistema que actualmente funciona en la curtiembre, la incorporación de un reactor anaeróbico de tipo UASB que cumpliría la tarea de remoción de una parte de la materia orgánica del efluente. Este reactor estaría alimentado con el efluente proveniente del sedimentador primario, se obviaría la etapa de desulfuración y se mantendría la de abatimiento de taninos.

La etapa de abatimiento de taninos previa al tratamiento biológico constituye una medida de producción limpia ya implementada por la empresa con la finalidad de recuperar taninos para su posterior tratamiento y reutilización. Además, los taninos son compuestos que se degradan muy lentamente en los tratamientos biológicos por lo que resulta muy adecuada su separación antes de dichos tratamientos.

La etapa de desulfuración debería eliminarse porque produce sulfatos que serían reducidos a sulfuros nuevamente en el reactor. Además, se espera que la concentración de sulfuros presentes en el efluente no produzca efectos inhibitorios en la biomasa anaerobia. Por otra parte, el biogás generado en el reactor podría utilizarse en la etapa de desnitrificación autótrofa del tratamiento aeróbico, siendo necesario en consecuencia realizar modificaciones en el mismo para su implementación. En estas condiciones, el biogás sería susceptible de recuperarse energéticamente, libre ya de sulfuros, para su utilización en la misma planta de tratamiento. Además, se reduciría la producción de barros por la condición autótrofa de la desnitrificación.

La puesta en marcha del reactor UASB podría realizarse utilizando como inóculo barros provenientes de otro reactor similar que se encuentre funcionando en la zona para el tratamiento de líquidos cloacales. La etapa de puesta en marcha sería lenta debido a los efectos tóxicos del efluente de la curtiembre sobre una biomasa adaptada a un sustrato diferente y llevaría unos dos meses aproximadamente, conforme a los estudios previos realizados sobre el efluente. Sería recomendable que la puesta en marcha del reactor se realizara en una época cálida o utilizando alguna forma de calefacción, ya que las temperaturas de alrededor de 30°C favorecen los procesos biológicos en general y la etapa metanogénica de la digestión anaeróbica en particular.

## CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

La propuesta de optimización aparece como factible de acuerdo a los antecedentes reportados por otros investigadores acerca de la utilización de reactores UASB alimentados con efluentes de curtiembre en forma directa, sin eliminación de sulfuros. Se podría mantener la etapa de abatimiento de taninos por la importancia de su recuperación y reuso como una medida adecuada de producción limpia. El efluente generado en el reactor no tendría efectos tóxicos sobre la biomasa del tratamiento aeróbico y el biogás podría utilizarse para la generación de energía, previo aprovechamiento de los sulfuros presentes en la etapa de desnitrificación autótrofa del tratamiento aeróbico. Una determinación más precisa de la factibilidad de esta propuesta requiere la realización de ensayos a escala piloto alimentando un reactor UASB con las concentraciones de sulfuros presentes en el efluente antes de la etapa de desulfuración. De esta manera, se podrá evaluar el grado de inhibición sobre las

bacterias metanogénicas en las condiciones de trabajo existentes, y monitorear la concentración de estos compuestos en el efluente de salida del reactor para evaluar su eventual toxicidad sobre el proceso aeróbico posterior. Se recomienda también la realización de una prueba piloto con las concentraciones de tanino presentes en el efluente antes de la etapa de abatimiento de taninos, a fin de evaluar la eficiencia de remoción de taninos del reactor ante una eventual salida de servicio de la unidad de abatimiento y sus efectos tóxicos sobre la biomasa anaerobia. Finalmente, se podrían realizar pruebas de desnitrificación autótrofa en el efluente del reactor piloto con el biogás producido por el mismo, para evaluar su eficiencia y la pertinencia de su aplicación.

## REFERENCIAS

- Arora H.C. Treatment of vegetable tanning effluent by anaerobic contact filter process. (1975). *Wat. Pollut. Control*, (UK), 74:584-596.
- Artiga P., Garrido J.M., Méndez R. (2007). Producción limpia en la industria de curtiembre. Ed. Universidad de Santiago de Compostela.
- Boshoff G., Duncan J., Rose P. (2004). Tannery effluent as a carbon source for biological sulphate reduction. *Water Research*, 38(11):2651-2658.
- Campos J.L., Mosquera-Corral A., Méndez R. (2007). Producción limpia en la industria de curtiembre. Ed. Universidad de Santiago de Compostela.
- CEPIS. (1991). *Manual de disposición de aguas residuales*. Lima, Perú.
- CO.NA.M.A. (Comisión Nacional del Medio Ambiente) – Región Metropolitana. Santiago de Chile. (1999). *Guía para el control de la contaminación industrial*.
- Draaijer H., Maas J., Schapman J., Khan J. (1991). Observation on operation of 10 m<sup>3</sup> UASB pilot plant for treatment of tannery wastewater in Kampur, India. *VI Int. Symp. on Anaerobic Digestion*. Abstracts, p.87. Sao Paulo, Brasil.
- Farfan R., Tejerina W., Liberal V., Cuevas C., y Seghezze L. (2008). Effect of ammonium, sulfides, tannins, and tannery wastewater on the methanogenic activity of anaerobic sludge from a UASB reactor. IX Taller y Simposio Latinoamericano de Digestión Anaeróbica. Isla de Pascua, Chile.
- Koster I.W., Rinzema A., de Vegt A.L., Lettinga G. (1986). Sulfide inhibition of the methanogenic activity of granular sludge at different pH levels. *Water Research*, 20(12):1561-1567.
- Lopez Fiuzza J., Omil F., Mendez R. (2003). Anaerobic treatment of natural tannin extracts in UASB reactors. *Water Science Technology*, 48(6):157-163.
- M.D.S. y M.A. (Ministerio de Desarrollo Social y Medio Ambiente). Secretaría de Desarrollo Sustentable y Política Ambiental. Programa Desarrollo Institucional Ambiental. Control de Contaminación Industrial. (1999). *Manual para Inspectores Control de Efluentes Industriales*. Argentina.
- Mosquera-Corral A., Campos J.C., Méndez R. (2007). Producción limpia en la industria de curtiembre. Ed. Universidad de Santiago de Compostela.
- Pawlowski U. (1984). Tratamiento Depuradores anaeróbicos. *Semana de Debates sobre Tratamiento de Efluentes da Industria de Peles e Couros Estancia Velha*, Rio Grande do Sul, Brasil.
- Rinzema A., Lettinga G. (1988). Anaerobic treatment of sulphate containing wastewater. *Biotreatment Systems*. 2:65-109. (Wise D. L. ed.). CRC Press, Boca Raton.
- Seghezze L., Grietje Zeeman, Jules B. van Lier, Bert V.M. Hamelers and Gatzke Lettinga. (1998). A review: The anaerobic treatment of sewage in UASB and EGSB reactors. *Bioresource Technology* 65:190-215.
- Shin H., Oh S, Bae B. (1996). Competition between SRB and MPB According to Temperature Change in the Anaerobic Treatment of Tannery Wastes Containing High Sulfate. *Environmental Technology*, 17(4): 361- 370.
- Tare V., Gupta S., Bose P. (2003). Case studies on biological treatment of tannery effluents in India. *J. Air Waste Manag. Assoc.* 53(8):976-82.
- Thung T.H., van der Want J.P.H. (1951). Viren en looistoffen. *Tijdschrift Over Plantenziekten*, 57(4): 173-174.
- Van Haandel A. y Lettinga G. (1994). *UASB Reactor. Anaerobic Sewage Treatment. A practical guide for regions with a hot climate*. John Wiley & Sons, England.
- Vidal, G.; Nieto, J.; Márquez, F.; Mansilla, H. y C. Bornhardt. (2003). *Combinación de procesos biológicos y de oxidación avanzada para el tratamiento de una corriente de proceso de la industria de curtiembre*. AIDIS.

## ABSTRACT

The use of UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) reactors is now a feasible alternative for the treatment of organic wastewater produced in industries such as tanneries. In this article, we discuss the technical feasibility of the incorporation of a UASB reactor as a pre-treatment step intended to remove part of the organic matter present in tannery wastewater. We analyze this proposal for a medium-scale tannery located in Rosario de Lerma, Salta (Argentina). The effluent of the UASB reactor can be further treated in the currently operating activated sludge treatment plant. A discussion of advantages and disadvantages of such modification is provided.

**Keywords:** Anaerobic technology, tannery wastewater, wastewater treatment.