

Algunos procedimientos de mejoramiento de lodos en reactores tipo UASB en condiciones dinámicas de operación

*Beatriz Wills B., Jorge H. Sierra, Francisco J. Molina, Rubén A. Agudelo y Julio C. Saldarriaga**

(Recibido el 4 de septiembre de 2001)

Resumen

El presente artículo contiene los principales resultados obtenidos por la Universidad de Antioquia en la investigación "Optimización de la etapa de arranque de reactores anaerobios mediante el mejoramiento de semillas en condiciones dinámicas de operación" desarrollada conjuntamente por la Universidad del Valle, la Universidad de Antioquia, a través del Grupo de Ingeniería y Gestión Ambiental (GIGA) de la Facultad de Ingeniería, y el Instituto ORSTOM de Francia, con el auspicio de Colciencias.

La semilla, objeto de mejoramiento, se tomó de la planta de lodos activados del municipio de El Retiro (Antioquia), previa concentración. Una vez ubicada en el laboratorio se sometió a un proceso de aclimatación en condiciones anaerobias, periodo al final del cual se obtuvieron remociones del 85% de DQO, con respecto a una carga de 800 mg/l de DQO.

En la investigación se utilizaron cinco reactores iguales; cuatro se inocularon con la semilla aclimatada y el quinto con esta misma semilla previo sometimiento a presión selectiva o lavado mediante aplicación de carga hidráulica con velocidad ascensional de 8,47 mh⁻¹. Los procesos de optimización consistieron en: inoculación de bacterias liofilizadas, dosificación de calcio y alimentación con ácidos grasos volátiles (AGV) y un reactor control.

Tanto al inicio como durante el periodo de estudio se realizó una caracterización fisicoquímica y microbiológica de la semilla para evaluar los cambios, la caracterización microbiológica se estructuró por grupos tróficos, sensibilidad al oxígeno y actividad metanogénica específica, además se cuantificaron los SST y SSV.

Al finalizar el experimento sólo el tratamiento con AGV presentó actividad metanogénica específica (AME), con sustrato fórmico, superior a la presentada por el lodo aclimatado. Exceptuando este hecho, en general se puede afirmar que tanto los tratamientos como el control presentan características similares.

* Profesores Departamento de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Grupo de Ingeniería y Gestión Ambiental, GIGA. Universidad de Antioquia. A.A. 1226. Medellín. Colombia. bwills@udea.edu.co.

Los resultados obtenidos indican que la efectividad del calcio y las bacterias liofilizadas, en remoción de DQO y estabilidad, en cuanto a producción de AGV, pH y capacidad buffer, cesa un tiempo después de que se suspende su aplicación; el lavado incidió favorablemente en la producción o crecimiento de biomasa; la potenciación con AGV dio lugar a un lodo muy liviano que se lava con facilidad. En los demás aspectos los reactores tuvieron comportamiento similar, es decir, a mayor remoción de DQO mayor producción de biogás y buena estabilidad de pH, AGV y capacidad buffer; cuando estas variables de control se salían de los límites recomendables, los rendimientos de los reactores disminuían.

El sustrato utilizado presentó el inconveniente de fuerte tendencia hacia la acidificación por lo que fue necesario adicionarle bicarbonato de sodio en dosis de 1,0 g/l para amortiguar el pH; las deficiencias de nutrientes se suplieron agregando macro y micronutrientes.

----- *Palabras clave:* lodo activado, aclimatación, reactor UASB, arranque de reactor, bacterias liofilizadas, ácidos grasos volátiles, actividad metanogénica, presión selectiva.

Some procedures to improve sludges in UASB reactors in dynamic conditions of operations

Abstract

This paper presents the main results from the research "Optimization of the start phase of anaerobic reactors by means of seeds improvement in dynamic conditions of operation" carried out jointly by the University of Valle, University of Antioquia, by the Engineering and Environment Management Group, College of Engineering, and the French ORSTOM Institute, with the sponsoring of Colciencias.

Mud came from the activate mud plant of El Retiro county (Antioquia); it was concentrated and subject to an acclimation process by batches to anaerobic conditions and finally 85% DQO removals, with respect to an effluent with 800 mg/l DQO, were obtained.

Five equal reactors were used; four of them were inoculated with acclimated mud, one was used as control and the other three for treatment with lyophilized bacteria, calcium and volatile fatty acids, a fifth reactor, previously subjected to selective pressure or cleaning by applying hydraulic load with upward speed of 8,47 m/h.

The mud was physicochemical and biologically characterized.

----- *Key words:* activated sludge, acclimation, UASB reactor, reactor starting, lyophilized bacteria, fatty acids, metanogenetic activity, selective pressure.

Introducción

El proyecto "Optimización de la etapa de arranque de reactores anaerobios mediante el mejoramiento de la calidad de diferentes semillas en condiciones dinámicas de operación", se inició en 1997. El proyecto fue realizado por las universidades del Valle y de Antioquia, en Cali y Medellín, respectivamente y por el Instituto ORSTOM, de Francia y fue financiado por Colciencias y por las tres instituciones participantes.

La iniciativa de realizar este proyecto resultó del análisis de los problemas que se han venido presentando en Colombia, en la aplicación a escala real, de la tecnología de tratamiento anaerobio de aguas residuales, denominada UASB, por sus siglas en inglés, en relación con el largo tiempo de arranque, asociado con la baja tasa de crecimiento de los microorganismos. Desde su divulgación en las décadas de los años 70 y 80, la tecnología UASB se viene aplicando con mucho éxito en Europa, para el tratamiento de aguas residuales industriales, de mediana y alta carga, sin embargo la experiencia con aguas residuales, de origen doméstico, solo se empezó a experimentar en Cali, Colombia, en el año 1983 con resultados exitosos.

La baja tasa de crecimiento de los microorganismos dificulta la puesta en marcha de los sistemas que tratan aguas residuales por digestión anaerobia, requiriendo de periodos de tiempo significativos (seis a doce meses) para lograr eficiencias razonables y estabilidad en el sistema. Adicionalmente, no se cuenta en Colombia con semillas disponibles para inocular los reactores anaerobios, dificultando así la utilización de la tecnología anaerobia en el tratamiento de las aguas residuales domésticas e industriales [1].

El proyecto enfocó el objetivo general y los objetivos específicos hacia el mejoramiento de una semilla proveniente de la línea de recirculación de una planta de lodos activados previa aclimatación a condiciones anaerobias, lodo considera-

do como una fuente potencial para la inoculación de sistemas anaerobios porque se genera en grandes cantidades en este tipo de sistemas.

La ejecución del proyecto estuvo a cargo de profesores y estudiantes (posgrado y pregrado) pertenecientes al Grupo de Ingeniería y Gestión Ambiental (GIGA), del departamento de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Facultad de Ingeniería de la Universidad de Antioquia y contó con la colaboración y asesoría del doctor Didier Alazard, investigador del Instituto ORSTOM de Francia.

Materiales y métodos

El estudio se realizó en el laboratorio de Biotecnología Ambiental del Grupo de Ingeniería y Gestión Ambiental (GIGA) de la Facultad de Ingeniería de la Universidad de Antioquia, el cual cuenta con la infraestructura necesaria para realizar investigación sobre tratabilidad de aguas residuales mediante digestión aerobia y anaerobia.

Se construyeron cinco reactores UASB idénticos, modulares, en acrílico, con un volumen total de 7.553,7 cm³, altura total de 175 cm, diámetro del cuerpo principal de 7,5 cm, 7 puntos de muestreo y su respectivo sistema de separación sólido-líquido-gas (SLG) en la parte superior, los cuales se ilustran en la figura 1.

Al inóculo (lodo crudo), obtenido de la línea de recirculación de lodos de la planta de lodos activados del municipio El Retiro (Antioquia), se le determinaron las características fisicoquímicas y bacteriológicas iniciales, posteriormente fue sometido a un proceso de aclimatación durante los meses de septiembre a diciembre de 1999; con dicho lodo se inocularon todos los reactores menos el de presión selectiva [2].

Las cantidades de inóculo, volúmenes y contenidos de sólidos suspendidos volátiles iniciales, para cada uno de los tratamientos y el control, se presentan en la tabla 1.

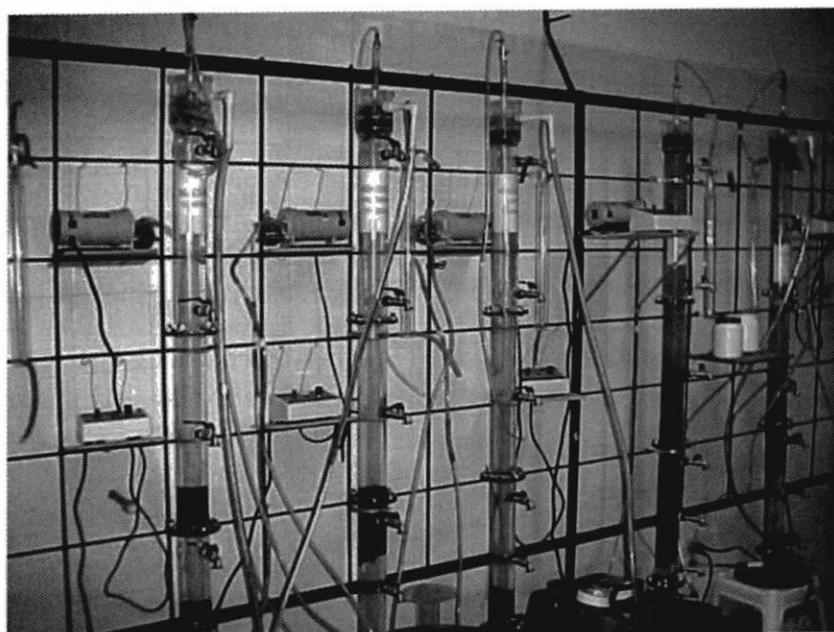


Figura 1 Reactores UASB a escala de laboratorio

Tabla 1 Cantidades de inóculo por reactor

Reactor	Volumen inoculado (l)	SSV iniciales (mg/l)
Control	3,3	11.135
Adición de enzimas bacterias liofilizadas	3,3	11.135
Presión selectiva	3,3	3.965
Potenciación con AGV	3,3	10.605
Adición de calcio	3,4	10.605

Durante el arranque los reactores se alimentaron con una solución de glucosa de 800 mg.l⁻¹ de DQO durante ciento treinta días, con flujo continuo, utilizando bombas peristálticas, previamente calibradas para operar a velocidades entre 0,06 y 0,47 m/h. Se inició con la aplicación de un caudal de entre 6,0 y 11,5 ld⁻¹, que se fue variando hasta llegar a 35 ld⁻¹ en el reactor AGV, 44 ld⁻¹ en el reactor calcio, 45 ld⁻¹ en los reactores control y bacterias liofilizadas y 50 ld⁻¹ en reactor

presión selectiva, lo cual correspondió a cargas entre 0,65 y 5,26 g.l⁻¹.d⁻¹

Para el reactor con adición de cal [3], el sustrato se preparó, durante el primer mes, con el sobrenadante de una solución de cal de 1.000 mg/l después de su hidratación por 24 h. El contenido de calcio soluble de dicho sobrenadante estuvo en el rango de 100 a 150 mg/l, valor considerado estimulante para la granulación del lodo y la actividad metanogénica. Después del primer mes el reactor fue alimentado con la solución de glucosa de 800 mg.l⁻¹ de DQO.

El reactor con potenciación de AGV se alimentó durante el primer mes con una solución de ácidos grasos volátiles preparada con ácido acético (C₂), propiónico (C₃) y butírico (C₄), en relación 3:1:0,3, para una DQO total de 800 mg/l. Durante los siguientes veinte días se realizó la transición de la solución de AGV a la de azúcar morena antes descrita, con sustitución gradual del 10% hasta completar el 100% con la solución de azúcar morena con el fin de no realizar un cambio brusco en la dinámica del reactor. A partir del día 50 este reactor se alimentó únicamente con la solución de azúcar morena.

Al reactor se le agregaron 8,8 g de la mezcla de bacterias liofilizadas y enzimas, día de por medio y durante el primer mes de operación. La activación de bacterias y enzimas se hizo disolviendo previamente el producto en agua caliente y dejándolo treinta minutos en reposo, de acuerdo con las recomendaciones del fabricante.

Al alimento siempre se le adicionó solución de macronutrientes (5 l): 7 g de NH_4Cl ; 6,25 g de K_2HPO_4 ; 2,5 g de $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$; 0,25 g de $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$; 10 g de NaHCO_3 y 28 ml de elementos traza y solución de micronutrientes (cuatro litros): 200 mg de H_3BO_3 ; 945 mg de $\text{FeCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$; 200 mg de ZnCl_2 ; 200 mg de $\text{MgCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$; 120 mg de $\text{CuCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$; 200 mg de $(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24} \cdot 4\text{H}_2\text{O}$; 800 mg de $\text{AlCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$; 400 mg de $\text{NaSeO}_3 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$; 4000 mg de EDTA; 800 mg de resarzurina; 4 ml de HCl concentrado y 200 mg de $\text{NiCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$, en cantidades que dependían del caudal de alimentación de cada uno de los reactores [4].

Para mantener el pH del sistema en un intervalo entre 6,5-7,5 unidades, se utilizó como solución buffer bicarbonato de sodio (NaHCO_3). Las variaciones de los tiempos de retención hidráulicos (TRH), desde 27 hasta 3,7 h, se hicieron con base en los resultados de las variables de control (pH, capacidad buffer y AGV) principalmente, y las variables respuesta (producción de biogás y remoción de DQO).

Durante la primera fase se determinaron dos veces por día el pH, la capacidad buffer y los AGV en el efluente y cada dos a tres días la eficiencia de remoción de DQO (mediciones en el afluente y en el efluente). Se acepta que el reactor está funcionando bien cuando la concentración de AGV no sobrepasa los 3 meq/l y la capacidad buffer es menor o igual a 0,3 y en consecuencia se podrá pasar a la segunda fase.

En caso de que estos valores se sobrepasaran, de inmediato se interrumpía la alimentación del reactor, o se disminuía la velocidad ascensional, o se hacía recirculación del efluente.

La segunda fase se inicia al duplicar la carga orgánica volumétrica con respecto al valor inicial, pasar de un 10 a un 20% o de un 20 a un 40% de la carga máxima prevista, caso en el cual la concentración de los AGV no puede exceder de 8 meq/l y la capacidad buffer debe ser menor de 0,30. De no ser así se suspendía la alimentación y se esperaba hasta que el valor de los AGV disminuyera hasta por debajo de 3 meq/l, condición para reanudar la aplicación de la carga orgánica volumétrica definida, manteniendo la vigilancia sobre los AGV, es decir que éstos no excedieran los 8 meq/l.

En la tabla 2 se presentan los métodos de análisis estandarizados y referenciados que se siguieron.

Tabla 2 Métodos de análisis de laboratorio para el seguimiento del reactor UASB

<i>Variable</i>	<i>Método</i>	<i>Referencia estándar</i>	<i>Unidad</i>	<i>Frecuencia de muestreo</i>
pH	Electrométrico	4.500-H+	Unidad de pH	Diaria
DQO	Colorimétrico	5.220D	mg/l	Cada tres días
Capacidad buffer	Titulométrico	2.320 [5]	meq/l	Diaria
AGV total	Potenciométrico	Vieira y Souza (1981)	meq $\text{CH}_3\text{COOH}/\text{l}$	Diaria
SST	Gravimétricos	2.540 [6]	mg/l	Mensual
SSV	Gravimétricos	2.540 [3]	mg/l	Mensual
Sedimentabilidad	Volumétrico		mg/l	Mensual
Dureza cálcica	Titulométrico		mg/	Diaria
Producción CH_4	Volumétrico		ml/d	Diaria

ron para determinar las variables de control y rendimiento del reactor durante el estudio.

Tanto al inicio como durante el periodo de estudio se realizó una caracterización fisicoquímica y microbiológica del lodo para evaluar los cambios, la caracterización microbiológica se estructuró por grupos tróficos, sensibilidad al oxígeno y actividad metanogénica específica, además se cuantificaron los SST y SSV.

Se tomaron dos muestras de lodo crudo (lodo crudo 1 y lodo crudo 2) el tiempo transcurrido entre la toma de muestra y la caracterización del lodo crudo 2 fue menor que en el lodo crudo 1.

El recuento por sensibilidad al oxígeno se realizó por la técnica de recuento estándar en placa por siembra en superficie para los siguientes grupos:

- Bacterias anaerobias y aerobias facultativas (BAAF).
- Bacterias anaerobias en medio sólido (BAs).
- Hongos y levaduras (H y L).

Las BAAF se incubaron en condiciones aerobias a 35 °C durante dos días, las BAs se incubaron a 35 °C durante ocho días en jarra de anaerobiosis con una atmósfera de H₂/CO₂, los H y L se incubaron en condiciones aerobias a temperatura ambiente durante ocho días.

El recuento relacionado con el metabolismo bacterial se hizo por la técnica de número más probable (NMP) para los siguientes grupos tróficos:

- Bacterias fermentativas de glucosa y lactato (BFG y BFL).
- Bacterias sulfatorreductoras de lactato y acetato (BSRL y BSRA).
- Bacterias sintróficas del propionato y butirato (BSP y BSB).
- Bacterias metanogénicas acetoclásticas e hidrogenofílicas (BMA y BMH).

La incubación se realizó a 35 °C, los periodos varían según el grupo trófico así:

BFG y BFL ocho días, BSRL y BSRA quince días, BSP y BSB sesenta días, BMA sesenta días y BMH cuarenta y cinco días.

Para la actividad metanogénica específica (AME) se empleó formiato y acetato como sustratos para los grupos BMH y BMA respectivamente utilizando botellas serológicas de 60 ml. La producción de metano se evaluó por cromatografía de gases en un cromatógrafo HP 6890.

Las metodologías empleadas se fundamentaron en trabajos realizados por autores como Hungate, 1969 [7]; Balch, 1979 [8]; Bryant, 1974 [9]; Hulshoff, 1989 [10]; Widdel et al., 1981 [11] y Zinder, 1984 [12], entre otros; las cuales se encuentran recopiladas en el manual de Alazard y Molina de Microbiología de la digestión anaerobia y caracterización de lodos anaerobios, 1997 [13].

A los lodos resultantes de los diferentes pasos de la experimentación se les determinó la relación SSV/SST y la AME; los recuentos por sensibilidad al oxígeno y por grupos tróficos se realizaron inicialmente al lodo crudo, al lodo aclimatado y al lodo lavado y, posteriormente, a los lodos del reactor control y a los cuatro reactores tratamiento, luego de un periodo de setenta días de operación, que incluyen los primeros treinta días utilizados para el mejoramiento de los lodos y un periodo posterior de cuarenta días de operación.

Resultados

Las figuras 2 y 3 presentan la información de las variables de rendimiento, es decir, remoción de DQO y producción de biogás respectivamente, en función de TRH. Igualmente, en las figuras 4 y 5 se ilustra sobre la producción de AGV y la capacidad buffer y las figuras 6 a 8 dan cuenta del contenido de biomasa, la relación biomasa activa a biomasa total y del crecimiento de biomasa, respectivamente, en diferentes momen-

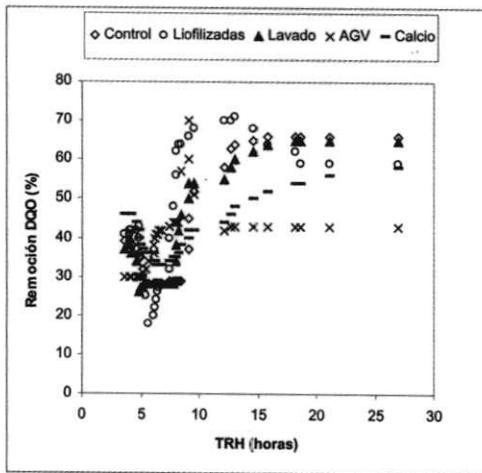


Figura 2 Variación de la eficiencia de remoción

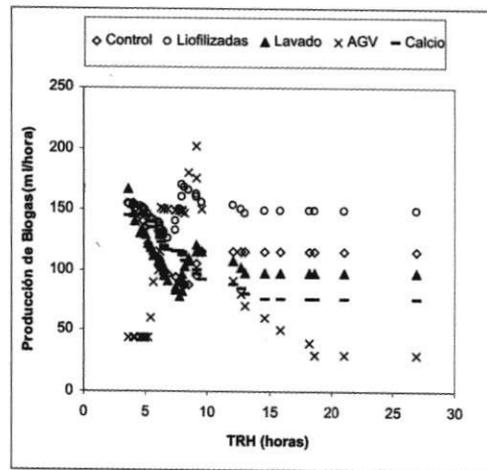


Figura 3 Variación de la producción de biogás

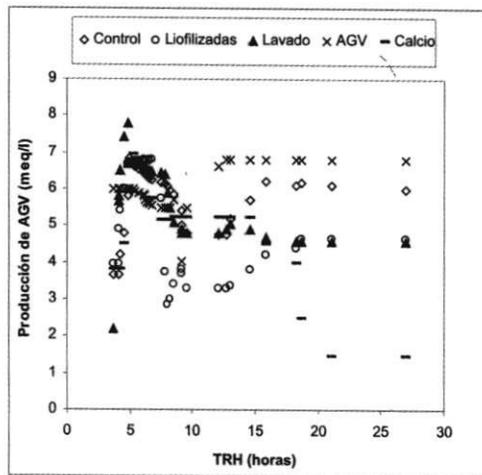


Figura 4 Variación en la producción de AGV

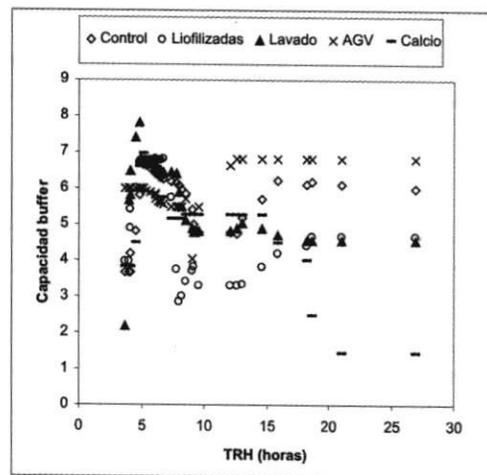


Figura 5 Variación de la capacidad buffer

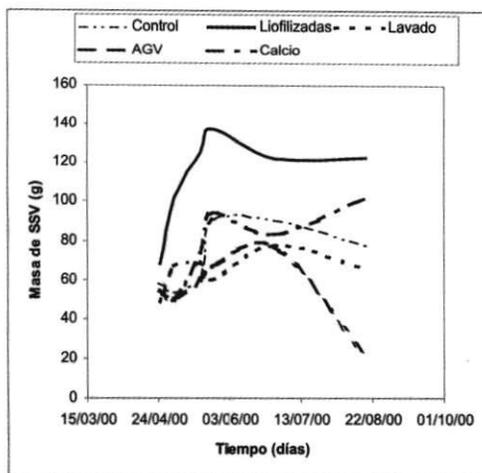


Figura 6 Variación en el contenido de masa de lodos en los reactores

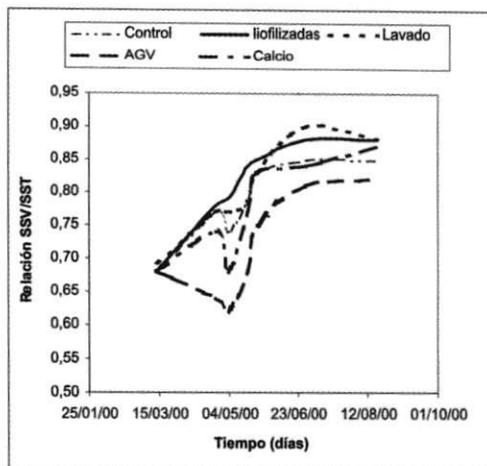


Figura 7 Variación en la relación de biomasa activa con respecto a biomasa total

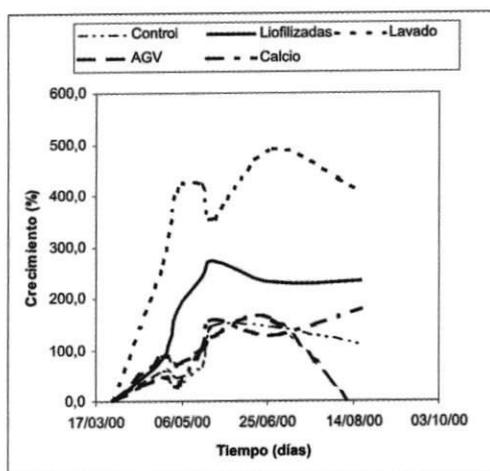


Figura 8 Variación en el crecimiento de biomasa para los diferentes reactores

tos durante el periodo de experimentación, para todos los reactores.

Análisis de resultados

El lodo crudo se clasifica como un lodo disperso con una relación $SSV/SST = 0,68$ que presenta poblaciones muy bajas de bacterias metanogénicas y a las bacterias sulfatorreductoras (BSR) como población dominante. Su AME con el sustrato ácido acético es nula y con el sustrato ácido fórmico es baja, del orden de $0,2 \text{ g DQO}_{CH_4}/\text{g SSV}/\text{día}$, lo cual está relacionado con poblaciones bajas de bacterias metanogénicas acetoclásticas (BMA) y de bacterias metanogénicas hidrogenofílicas (BMH).

Durante el proceso de aclimatación se logra potenciar a las bacterias metanogénicas, las cuales presentan aumento importante en el lodo aclimatado; la población dominante luego de la aclimatación son las bacterias metanogénicas hidrogenofílicas, lo cual es corroborado por el buen desempeño de la AME con el sustrato ácido fórmico, $1,39 \text{ g DQO}_{CH_4}/\text{g SSV}/\text{día}$. No se detectó AME con el sustrato ácido acético, lo cual indica que la población de bacterias metanogénicas acetoclásticas (BMA) todavía es muy débil. El lodo continúa en la categoría de disperso y no se presenta cambio relevante en la relación SSV/SST .

Al someter el lodo aclimatado a presión selectiva, lavado, se obtiene un lodo con una relación $SSV/SST = 0,68$, similar a las presentadas por los lodos crudo y aclimatado, por lo que continúa siendo un lodo disperso que no presenta cambio importante en su velocidad de sedimentación, que se sitúa en $1,44 \text{ m/h}$. Las BMH son la población dominante, sin embargo se presenta aumento importante en las bacterias sulfatorreductoras (BSR) lo cual, posiblemente, genera competencia por el sustrato con las bacterias metanogénicas (BM). La AME con ácido fórmico presenta un valor de aproximadamente $1,0 \text{ g DQO}_{CH_4}/\text{g SSV}/\text{día}$, similar a la del lodo aclimatado, para el sustrato ácido acético no se detectó AME, lo cual puede estar relacionado con la competencia ejercida por las BSR.

Como se puede observar en las figuras 3 a 5, el arranque se inició con cargas orgánicas volumétricas entre $0,65$ y $1,2 \text{ g.l}^{-1}.\text{d}^{-1}$ para todos los reactores y la remoción de DQO varió entre un 60 a 66%, excepto para el reactor AGV que en promedio removió 43%. Esta carga se incrementó hasta $1,32$ a $1,60 \text{ g.l}^{-1}.\text{d}^{-1}$ en los cinco reactores, condición para la cual el reactor bacterias liofilizadas mostró un mejor desempeño, 71% de remoción contra 60 a 63% en los reactores control y lavado y 40 a 50% en los reactores AGV y calcio respectivamente; el desempeño anterior corresponde al primer mes de operación de los reactores.

La operación continúa con cargas orgánicas volumétricas entre $2,0$ y $2,6 \text{ g.l}^{-1}.\text{d}^{-1}$, por un periodo de 10 a 20 días más y las remociones de DQO disminuyen en los reactores control (52%), lavado (54%) y liofilizadas (62%), se sostiene en el reactor calcio (50%) y mejora en el reactor AGV (70%).

Durante los veinte a treinta días siguientes, para un total de ochenta días de operación, se manejaron cargas orgánicas volumétricas entre $2,95$ y $3,16 \text{ g.l}^{-1}.\text{d}^{-1}$, incremento que, con respecto a la condición inmediatamente anterior, afecta la eficiencia de remoción de DQO de los reactores control, liofilizadas y lavado (40 a 50%), pero no

a los reactores calcio y AGV (47 a 48%). Se suspende la operación de los reactores durante una semana, excepto el reactor AGV.

Se reanuda la operación y en un periodo de unos treinta días, con cargas del orden de los 2,3 a 3,0 g.l⁻¹.d⁻¹, las eficiencias siguen siendo muy bajas, 28 a 32%, pero el de AGV se sostiene en un 40 a 44%.

Para cargas orgánicas volumétricas de 3,7 a 4,2 g.l⁻¹.d⁻¹, los reactores recuperan capacidad de remoción de DQO que se remontan al 35% en el control (carga orgánica volumétrica de 3,89 g.l⁻¹.d⁻¹), al 43% en bacterias liofilizadas (carga orgánica volumétrica de 4,0 g.l⁻¹.d⁻¹), al 40% en calcio (carga orgánica volumétrica de 3,95 g.l⁻¹.d⁻¹) y al 34% en el reactor lavado (carga orgánica volumétrica de 4,21 g.l⁻¹.d⁻¹), pero el reactor AGV cae a 30% (carga orgánica volumétrica de 3,68 g.l⁻¹.d⁻¹).

Finalmente para cargas orgánicas volumétricas de 4,7 g.l⁻¹.d⁻¹, por 15 días sigue creciendo la remoción de DQO en todos los reactores, menos en el de AGV que continúa en la condición anterior: 39% en el control, 41% en bacterias liofilizadas, 46% en calcio y 40% en el reactor lavado.

De acuerdo con lo anterior, y según las figuras 4 a 8, los cinco reactores presentan un comportamiento similar, excepto durante la operación inicial, puesto que en los primeros tres meses fue mejor el desempeño del reactor liofilizadas, seguramente porque durante los primeros treinta días se adicionó la cantidad preestablecida de éstas al reactor. Esto es un indicio de que las bacterias liofilizadas son efectivas mientras se estén adicionando, pues si se suspende la adición se va perdiendo su efecto.

En la figura 3 se ve que para tiempos de retención mayores de 15 h las eficiencias de remoción de DQO, de mayor a menor, fueron: control (68%), lavado (65%), liofilizadas (65 a 58%), calcio (50 a 58%) y AGV (42%), cuando utilizando la ecuación empírica propuesta por

Chernicharo, a partir de 15 h de tiempo de retención la eficiencia mínima sería cercana al 73%.

De acuerdo con la misma figura 3 para tiempos de retención entre 15 y 10 h, con expectativas de una remoción mínima de 71% de DQO según ecuación de Chernicharo, el reactor liofilizadas permaneció estable, el control (50%), el lavado (54%) y el calcio (40%) decaen y el de AGV (72%) mejora ostensiblemente. Sin embargo, entre 10 y 5 h de tiempo de retención todos los reactores pierden rendimiento en remoción de DQO (30% o menos); a partir de esta condición todos los reactores, menos el de AGV, inician su recuperación con remociones del 40% o más de DQO.

Para tiempos de retención de más de 15 h los resultados indican que es suficiente la aclimatación del lodo a condiciones anaerobias, pues el control se comportó mejor que los demás, aunque no se alcanzaron los rendimientos esperados.

Para tiempos de retención entre 10 y 15 h el reactor liofilizadas presentó el mejor desempeño, pero para retenciones de 10 a 5 h todos los reactores se vieron afectados en su eficiencia de remoción de DQO; sin embargo, con 5 a 3 h de tiempo de retención todos los reactores empiezan a mejorar su comportamiento.

Los resultados obtenidos, figuras 2 a 5, son coherentes en la medida en que mientras mayor fue la remoción de DQO, mayor fue la producción de biogás. Adicionalmente, cuando los reactores experimentaron disminución de la remoción de DQO y en consecuencia disminución de la producción de biogás, los valores de AGV y capacidad buffer se salían o tenían la tendencia a salirse de los límites preestablecidos, a pesar de que casi siempre los valores del pH estuvieron dentro del rango 6,8 a 7,4 unidades.

Al finalizar el proceso de mejoramiento, los tratamientos denominados lavado y AGV, presentan AME para el formiato similares a la del aclimatado, sin embargo para el ácido acé-

tico las actividades son del orden de 0,45 g DQO_{CH₄}/g SSV/día, que se consideran buenas, máxime que para el lodo aclimatado no hubo AME con este sustrato y que dichas actividades son el doble de la AME del control para el ácido acético. Para el tratamiento con bacterias liofilizadas el comportamiento es similar al control y el tratamiento con calcio presenta AME para ambos sustratos menores que el control.

Al disminuir drásticamente los tiempos de retención hidráulica, entre 10 y 5 h, disminuyeron las eficiencias de remoción a valores del 30 al 40%; las actividades metanogénicas para el formiato se reducen y no se detecta AME para el ácido acético. A pesar de que las poblaciones de BMH se mantienen, se presenta aumento de BSR, lo cual genera competencia por el sustrato, afectando especialmente a las BMA. Al finalizar el experimento sólo el tratamiento AGV presenta AME superior a la presentada por el lodo aclimatado con sustrato fórmico. Exceptuando este hecho, en general se puede afirmar que tanto los tratamientos como el control presentan características similares.

Como se puede observar en las figuras 6 a 8, en todos los reactores hubo crecimiento de la biomasa, con respecto a la cantidad inicialmente aplicada a cada reactor. El contenido de biomasa siempre fue mayor en el reactor de liofilizadas, seguido por el control, calcio, lavado y AGV respectivamente.

En la figura 7 se ve que en todos los reactores, excepto en el de AGV, la relación biomasa activa a biomasa total fue similar y en todos hubo tendencia al aumento, que se estabilizó a partir del día ochenta, con tiempos de retención de 8 h o menores. El mayor crecimiento de biomasa se presentó en el reactor lavado, seguido del reactor liofilizadas; en el reactor control ocurrió el menor crecimiento. El único reactor que se lavó fue el de AGV, que presentó una gran pérdida de biomasa según tendencia de las líneas que lo representan en las figuras 6 y 8.

Conclusiones

Los lodos procedentes de plantas de lodos activados se pueden utilizar para arrancar reactores UASB y para ello es suficiente conducir adecuadamente el proceso de aclimatación a condiciones anaerobias.

El sustrato empleado en esta investigación presenta dificultades operativas, dado que se presentan en él fenómenos de fermentación que pueden tener alta incidencia en el comportamiento de los reactores, obligando a la adición de bicarbonato o soluciones neutralizantes.

El lavado del lodo beneficia el aumento de la biomasa activa, lo cual se manifestó con incrementos mayores del 400% en los sólidos suspendidos, con respecto a la biomasa inoculada como se puede observar en la en la figura 8.

Los tratamientos con bacterias liofilizadas y con calcio, mostraron ser efectivos durante el tiempo de su aplicación, primer mes pero luego de suspender su aplicación el comportamiento se torna similar al del control.

Los AGV mejoraron la actividad metanogénica con el sustrato ácido fórmico, pero se produjo un lodo muy liviano, el cual sufrió un proceso drástico de lavado, a partir de tiempos de retención de 10 o menos horas.

La remoción de carga orgánica y producción de biogás, en el control y los tratamientos tuvieron un comportamiento similar, lo cual hace pensar que las condiciones de arranque se mejoran con sólo someter el lodo aerobio espesado a un proceso de aclimatación a condiciones anaerobias por baches.

El sustrato sintético empleado, glucosa, presenta una fuerte tendencia a la acidificación; en estas condiciones los reactores muestran desequilibrios en las rutas de descomposición. Es deseable entonces utilizar sustratos reales u otro tipo de sustrato sintético más estable, para evitar problemas de operación y obviar el uso de productos químicos amortiguadores.

El bicarbonato de sodio mostró efectividad como amortiguador, lo cual es observable de los datos de pH afluentes y efluentes. Seguramente si no se usa el bicarbonato se hubieran presentado problemas drásticos de acidificación y pérdida de capacidad buffer del sistema.

Reconocimiento

Los investigadores del Grupo de Ingeniería y Gestión Ambiental (GIGA) de la Facultad de Ingeniería de la Universidad de Antioquia, presentan su reconocimiento a Colciencias, por auspiciar la realización del proyecto "Optimización de la etapa de arranque de reactores anaerobios mediante el mejoramiento de semillas en condiciones dinámicas de operación" desarrollada conjuntamente con la Universidad del Valle y el Instituto ORSTOM de Francia.

Referencias

1. Ramírez L.F., Molina, F., Rojas O. y Alazard., D. "Evaluación de potenciales semillas para la inoculación de reactores anaerobios". 2°. *Simposio Colombiano sobre Biotecnología Ambiental* Uniboyacá, Tunja. 20-22 de mayo, 1998.
2. Noyola R., Adalberto. "Diseño, inoculación y arranque de reactores UASB". *Memorias III Seminario Latinoamericano de Digestión Anaerobia*. pp. 133-143, 1990.
3. Mahoney, E. M. and Varangu, L.K. "The effect of calcium on microbial aggregation during UASB reactor start-up". *Water Science and Technology*. Vol. 19 (1987) pp. 249-260.
4. Hulshoff Pol, L. *The phenomenon of granulation of anaerobic sludge*. Tesis doctoral, Wageningen. 1989.
5. WPCF, APHA, AWWA. *Métodos Normalizados para el análisis de aguas potables y residuales*. Ediciones Díaz de Santos S.A. 17ª. Edición. 1992.
6. EATON, A. D., et al. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 19th Edition 1995, pp. 253-258.
7. Hungate, R.E. A roll tube method for cultivation of strict anaerobes. In: *Methods in Microbiology*, Vol. 3B (Norris, JR. and Ribbons, D.W., eds) pp. 117-132. Academic Press. New York. 1969.
8. Balch, W.E., et al. Methanogens: reevaluation of a unique biological group. *Microbiolol.*, Rev. 43: 260-296. 1979.
9. Bryant, M.P. Part 13. Methane producing bacteria, pp. 472-477 In R.E. Buchanan and N.E. Gibbons (ed.) *Bergey's Manual of Determinative Bacteriology*. 8th ed. The Williams & Wilkins Co. ,Baltimore 1974.
10. Hulshoff Pol, L. *The phenomenon of granulation of anaerobic sludge*. Tesis doctoral, Wageningen. 1989.
11. Weiland p. y Rozzi A. "The start-up, operation and monitoring of high-rate anaerobic treatment systems: discusser's report". *Wat. SCI. Tech.*, 24, 8. 257-277.
12. Zinder, S.H. Microbiology of anaerobic conversion of organic wastes to methane. Recent developments. *ASM news* 50 (7) pp. 294-298. 1984.
13. Alazard, D. y Molina, F. *Microbiología de la digestión anaerobia y caracterización de lodos anaerobia*. Universidad de Antioquia, Medellín. 1997.
14. Chernicharo, C.A. de L. *Principios do tratamento biológico de águas residuárias: Reactores anaeróbios*, volume 5. Belo Horizonte, 1997. 245 p. ilus.