

## DIGESTIÓN ANAEROBIA DE LODO PRIMARIO Y SECUNDARIO EN DOS REACTORES UASB EN SERIE

### ANAEROBIC DIGESTION OF PRIMARY AND SECONDARY SLUDGE IN TWO SERIAL UASB REACTORS

J. Terreros-Mecalco<sup>1\*</sup>, A. Olmos-Dichara<sup>3</sup>, A. Noyola-Robles<sup>2</sup>,  
F. Ramírez-Vives<sup>1</sup> y O. Monroy-Hermosillo<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Departamento de Biotecnología, Universidad Autónoma Metropolitana,  
P.A. 55-535, 09340 Iztapalapa, México D.F., México

<sup>2</sup> Instituto de Ingeniería, Coordinación de Procesos Ambientales. Universidad Nacional Autónoma de México,  
Cd. de México, 04510 México.

<sup>3</sup> Departamento de Bioprocesos. Instituto Politécnico Nacional, Cd. de México, 07340 México.

Recibido 23 de Enero 2009; Aceptado 03 de Julio 2009

#### Resumen

En este trabajo, se estudió la hidrólisis en mesofilia (AM) y la estabilización bajo condiciones metanogénicas en termofilia (MT), de una mezcla de lodo primario (LP) y lodo secundario (LS) en dos reactores de lecho de lodos de flujo ascendente (UASB) operados en serie. Los reactores AM y MT operaron a  $32 \pm 2$  °C y  $56 \pm 1$  °C, respectivamente, con diferentes proporciones de LP:LS en la alimentación, sin agitación ni recirculación y a diferentes tiempos de retención hidráulica (TRH). En el reactor AM los mejores resultados fueron en la etapa V, con 2 días de TRH, 18 días de retención de sólidos (TRS), con una proporción LP:LS (50:50), una carga orgánica volumétrica (Bv) de 3.6 kg DQO/m<sup>3</sup>.d., en donde se obtuvo una eficiencia de remoción de la materia orgánica (DQO) del 56.8%, una formación de DQO soluble del 48.3 %, destrucción de sólidos suspendidos volátiles (SSV) de 68.6 % con una velocidad de hidrólisis de 0.16 kg/m<sup>3</sup>.d. El reactor MT, presentó la mejor estabilización a 6 días de TRH, con una producción de 107.7 mL<sub>CH<sub>4</sub></sub>/Kg<sub>SSVrem</sub>, un 66% en la destrucción de SSV, una eliminación de coliformes fecales de 8.5 log<sub>10</sub> y una reducción de huevos de helminto del 85 %. La separación en dos fases del tratamiento anaerobio de lodos, permitió obtener una mayor hidrólisis de la materia orgánica a TRS menores a los reportados en reactores completamente agitados y una reducción en los huevos de helminto similares a los reportados en la literatura.

*Palabras clave:* UASB, lodo, hidrólisis, patógenos, estabilización.

#### Abstract

The present research studies of mesophilic hydrolysis (AM) and stabilization under thermophilic methanogenic conditions (MT) for a mixture of primary sludge (PS) and secondary sludge (SS) using two serial Upflow Anaerobic Sludge Blanket reactors (UASB). The AM and MT reactors were operated at  $32 \pm 2$  °C and  $56 \pm 1$  °C, respectively with different rates of PS:SS in the supply, without stir or recirculation at different hydraulic retention times (HRT). The AM reactor showed the optimal results in the stage V, HRT of 2 days, solid retention times (SRT) of 18.1 for a PS:SS rate of 50:50, and volumetric loading (Bv) of 3.6 kg DQO/m<sup>3</sup>.d., and it was observed a COD removal efficiency of 56.8%, soluble COD production of 48.3%, volatile suspended solids (VSS) removal of 68.6% using a hydrolysis rate of 0.16 kg/m<sup>3</sup>.d. The MT reactor showed the optimal stabilization for HRT on the 6<sup>th</sup> day of operation, methane (CH<sub>4</sub>) production of 107.7 mL CH<sub>4</sub>/ Kg VSS<sub>removed</sub>, VSS removal of 66%, faecal coliform elimination of 8.5 Log<sub>10</sub> and reduction for helminth eggs of 85%. Partition in two stages of the sludge anaerobic treatment allowed us to achieve higher hydrolysis of the organic matter with lower SRT than those reported for completely stirred reactors; furthermore reduction of helminth eggs was similar to other previous reports.

*Keywords:* UASB, sludge, hydrolysis, pathogens, stabilization.

\* Autor para la correspondencia. E-mail: jesusterr@yahoo.com.mx  
Tel./Fax (+52) 5558046407

## 1. Introducción

Durante la depuración de aguas residuales municipales se produce lodo de desecho en aproximadamente 0.5 a 1.2 kg SSV/kg DBO removida, cuya composición y producción depende del grado de tratamiento (primario, secundario o terciario); composición de la carga orgánica, rendimiento de biomasa (Kg SSV/Kg DBO<sub>Removida</sub>), tiempo de residencia de sólidos, la temperatura y la naturaleza de las descargas industriales (Foundation for Water Research, 1999); así como de la concentración de agentes contaminantes orgánicos e inorgánicos; y de la presencia de microorganismos patógenos (Cabirol y col., 2002).

En México, en la mayoría de los casos, los lodos de desecho producidos en plantas de tratamiento de aguas residuales, son dispuestos sin tratamiento previo en tiraderos a cielo abierto, rellenos sanitarios y sistemas de alcantarillado, lo que provoca un impacto ambiental adverso y su aplicación directa a campos agrícolas, representa un riesgo potencial para la salud (Anise y Darwin, 1995), por la presencia de metales pesados (As, Cd, Hg, Pb, Se y Zn), a los cultivos (Cu, Ni y Zn) y ecosistemas del suelo y agua (N, P) (Ros y col., 2006). Por otro lado, la materia orgánica y otros compuestos aportados al suelo por los lodos, pueden modificar la distribución y movilidad de metales pesados, lo que podría afectar principalmente la asimilabilidad de Cu y Zn (Ahumada y col., 2004), además de un incremento en la biomasa microbiana del suelo, al incorporar una nueva carga microbiana al sistema o al estimular el crecimiento de la microbiota autóctona por la incorporación de nuevas fuentes de carbono (Ros y col., 2006). Sin embargo, al estabilizarlo y reducir significativamente el contenido de microorganismos patógenos, puede utilizarse como fertilizante (Dumontet y col., 2001). O bien, para la regeneración de suelos contaminados, ya que bacterias anaerobias juegan un papel importante en el ciclo del carbono, el nitrógeno y el azufre; además, sus diversos grupos poseen la habilidad de usar tipos diferentes de aceptores de electrones como el nitrato, el sulfato y carbonato durante la degradación de contaminantes orgánicos presentes en ecosistemas contaminados con hidrocarburos y en la biotransformación de metales pesados (Balagurusamy, 2005).

Los métodos comúnmente empleados para su estabilización, contempla a los procesos físicos (incineración), químicos (adición de cal), térmicos (calor) y biológicos (aerobio o anaerobio) (Metcalf y Eddy, 2003). La oxidación aerobia, además de requerir de un elevado consumo energético (500 a 2000 kW-hr/1000 kg de DBO<sub>removida</sub>); de TRH mayores a 30 días; soporta bajas cargas orgánicas de SSV, (Wilkie, 2005). En tanto que, la digestión anaerobia, a pesar de requerir de una elevada inversión inicial, comparable a la de la propia planta de tratamiento de aguas residuales, es una buena

opción, ya que además de permitir la recuperación de energía en forma de metano (CH<sub>4</sub>) con un rendimiento de 0.35m<sup>3</sup> de CH<sub>4</sub>/kg de DQO metabolizada, que equivale a la generación de 3517 kW-h/1000 kg de DQO<sub>removida</sub>, sus costos de operación y mantenimiento, son relativamente bajos (Noyola, 1998). Y si se somete a un proceso de licuefacción, puede ser comercializado (Aguilar y Álvarez, 2007).

En México, los pocos digestores anaerobios de lodos construidos operan a temperaturas mesofílicas (35°C), con el empleo de una variante termofílica a 55°C, se ofrecen ciertas ventajas como son: la separación de la fase sólida de la líquida, incremento en el grado de destrucción de sólidos orgánicos (Zitomer y col., 2005), eliminación de microorganismos patógenos (Pike y col., 1989) y reducción de hasta un 56% en los SSV (Roberts y col., 1999), lo que permite obtener un biosólido clase A de acuerdo a la clasificación de la USEPA (1996). Sin embargo, se ha observado que la limitada tasa de hidrólisis de la materia orgánica y mínima biodisponibilidad de materiales orgánicos solubles, durante su estabilización vía anaerobia, en digestores mesofílicos o termofílicos requiere de tiempos de retención de sólidos mayores a 20 días. Para favorecerla, se han empleado métodos físicos (térmico, mecánico, ultrasonido, hidrotérmico), químicos como ácidos minerales fuertes o álcalis, óxido de calcio (CaO), hidróxido de calcio (Ca(OH)<sub>2</sub>), pre-tratamientos termo-alcálicos y oxidativos con ozono que además de ser costosos, no logran una solubilización mayor al 50% (Tiehm y col., 2001).

En los reactores anaerobios de una sola fase todas las etapas de la digestión anaerobia (hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis) se llevan a cabo en un mismo ambiente, lo cual no es lo más apropiado para todos los miembros del consorcio, debido a que las actividades metabólicas de las bacterias acidogénicas (tasa de crecimiento mayor) y de las metanogénicas (crecimiento lento y requerimiento estricto de pH) a largos TRH, bajo condiciones ambientales que favorecen principalmente a las bacterias productoras de metano, suelen retardar el metabolismo de las poblaciones acidogénicas (Ghosh y col., 1995).

En el presente trabajo, se estudia el comportamiento de un sistema de digestión anaerobia en dos fases; hidrólisis en un reactor mesofílico y metanogénesis en un reactor termofílico, para una mezcla de dos clases de lodo: lodo del tratamiento primario (LP) y lodo secundario (LS) como una opción para la estabilización de la materia orgánica y reducción de microorganismos patógenos en reactores alimentados con flujo ascendente y separando las fases gas-líquido-sólido mediante un sistema colocado en la parte superior permitiendo la salida del biogás, pero limitando la salida del material en suspensión (Lettinga y col., 1980). Aprovechando las ventajas del AM (baja

producción de AGV y generación de pocos olores, pero mayor solubilidad de biopolímeros) con las ventajas del MT (alta velocidad de destrucción de SSV y mayor destrucción de microorganismos patógenos) (Cheunbarn y Pagilla, 2000).

El objetivo de este trabajo, fue hidrolizar y estabilizar la materia orgánica contenida en una mezcla de lodo residual, a fin de establecer las mejores condiciones de operación del sistema propuesto, que permitan obtener un biosólido de buena calidad para su reuso, de acuerdo a los parámetros establecidos en la Norma Oficial Mexicana (NOM-004-ECOL-SEMARNAT-2002) y la Agencia de Protección Ambiental en los Estados Unidos (USEPA, 1996).

## 2. Metodología

Para el presente estudio, se empleó un arreglo de reactores UASB por sus siglas en inglés (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) sin agitación en dos etapas (denominado sistema ADEMT). Un primer reactor acidogénico en mesofilia (AM) a  $32 \pm 2$  °C y fue alimentado con una mezcla homogénea de lodo residual. Un segundo reactor metanogénico en termofilia (MT) a  $56 \pm 1$  °C y fue alimentado con el efluente del reactor AM. Ambos reactores contaban con un volumen de diseño de 10 L, volumen útil de 8.6 L, diámetro interno de 15 cm y altura de 53 cm.

La biomasa empleada como inóculo, se colectó de un reactor UASB que trata aguas domésticas con una concentración de 27 g/L de SSV. Durante el periodo de arranque y estabilización, se empleó el medio mineral RAMM (Shelton y Tiedje, 1984), con glucosa como fuente de carbono para el reactor AM y acetato de sodio para el reactor MT.

Una vez que las poblaciones en los dos reactores se adaptaron a las condiciones establecidas (acidogénesis y metanogénesis, respectivamente), se inició con la alimentación del reactor acidogénico en continuo; sin control de pH y variando el TRH, las concentraciones de sólidos totales (ST) y las proporciones de LP:LS con diferentes proporciones (30:70 y 50:50) en la mezcla alimentada. Para el experimento, el lodo primario se colectó de la línea de purga del sedimentador primario y el lodo secundario de la línea de recirculación de lodos activados de la planta de tratamiento de aguas residuales municipales Cerro de la Estrella, en la Ciudad de México. Una vez tomada la muestra de lodo, se realizó un tamizado, empleando una malla de 0.225 mm, a fin de retirar los sólidos gruesos que pudieran interferir en la operación del sistema experimental. Mostrando en la tabla 1, los promedios de los principales parámetros evaluados a 14 lotes de ambos tipos de lodo colectados a lo largo del experimento, observándose una dispersión significativa en los datos, debido a la gran variabilidad que presentan los lodos en las diferentes épocas del año.

La evaluación de los principales parámetros de ambos tipos de lodo y el control del proceso (análisis de la diferencia de parámetros) entre la mezcla de lodo tratado y la mezcla de lodo crudo sin tratamiento se realizó de la siguiente manera: para el análisis de la fracción soluble, las muestras se centrifugaron a 5000 rpm durante 10 minutos y se filtraron por medio de filtros de fibra de vidrio de 45  $\mu\text{m}$ . El análisis de ácidos grasos volátiles (AGV), se realizó por cromatografía de gases, mediante un cromatógrafo de gases (Hewlett Packard series II modelo 5890), equipado con detector FID y columna capilar Superox FA, AT 1000, utilizando un volumen de inyección de 0.2  $\mu\text{L}$ , a partir de una muestra preparada (volumen del filtrado: 950  $\mu\text{L}$  y 50  $\mu\text{L}$  de HCl al 50%), bajo las siguientes condiciones de operación; temperatura de columna 120°C a 140°C, incremento de 10°C/minuto, temperatura del inyector 130°C, temperatura del detector 150°C, N<sub>2</sub> como gas acarreador a 3 mL/min.

El pH se evaluó mediante un potenciómetro (Corning pH/ion Analyzer 455). La DQO, los sólidos suspendidos totales (ST) y los SSV se determinaron de acuerdo al método estándar (APHA, AWWA, WPCF, 1995). El análisis de azúcares se realizó por la técnica del fenol sulfúrico (Dubois y col., 1956). El análisis de proteína, se realizó por la técnica de Lowry y col. (1951). La medición de biogás, se efectuó por medio de una columna invertida en un recipiente con solución salina (pH = 2), donde el volumen de la solución desplazada, correspondía al volumen de biogás producido y su composición, se determinó por cromatografía de gases empleando un cromatógrafo Gow-Mac serie 550 con detector de conductividad térmica equipado con una columna de Carboxsphere 80/100. El análisis microbiológico (coliformes fecales y *Salmonella spp.*) se realizó de acuerdo a la NOM-004-SEMARNAT-2002 y el análisis de huevos de helminto, por la técnica de Ritchie modificada (Aguilar y Llaguno, 2003). En el reactor acidogénico, se evaluó el efecto de dos proporciones distintas de LP:LS en la mezcla alimentada sobre la formación de productos de hidrólisis; 30:70 con una Bv de 5.5, 3.9 y 7.5 kg DQO/m<sup>3</sup>·d respectivamente, a 1 día de TRH (etapas I, II y III) y 50:50 a cargas orgánicas menores (7.3, 3.6 y 2.4 Kg DQO/m<sup>3</sup>·d), a 1, 2 y 3 días de TRH respectivamente (etapas IV, V y VI) a  $32 \pm 2$  °C, y se observó el efecto del TRH en el reactor metanogénico termofílico sobre la eliminación de microorganismos patógenos; a un día de TRH (etapas I, II y III), a un TRH de 2 días (etapa IV), a un TRH de 4 días (etapa V) y finalmente a un TRH de 6 días (etapa VI), a  $56 \pm 1$  °C. Las características de la mezcla del lodo primario y secundario alimentada al sistema experimental, en función de las etapas indicadas, se muestran en la Tabla 2.

Tabla 1. Características generales de los lodos primario y secundario.

Parámetro	Unidades	Lodo primario	Lodo secundario
pH		6.2±0.7	6.9±0.4
Sólidos totales (ST)	(g/L)	20.4±10.3	9.6±5.3
Sólidos volátiles (SV)	(g/L)	12.2±6.0	7.4±4.2
Sólidos suspendidos totales (SST)	(g/L)	19.4±9.8	8.7±4.9
Sólidos suspendidos volátiles (SSV)	(g/L)	11.6±5.4	6.9±3.9
DQO <sub>total</sub>	(g/L)	19.8±9.9	8.6±4.8
DQO <sub>soluble</sub>	(g/L)	1.1±0.6	0.3±0.2
Azúcares totales	(mg/L)	300±20	50±30
Azúcares solubles	(mg/L)	20±10	2±1
Proteína total	(g/L)	13.9±7.1	8.5±4.6
Proteína soluble	(g/L)	1.9±1.0	0.02±0.01

Tabla 2. Características generales de la mezcla de lodo alimentado al reactor acidogénico.

Parámetro	Etapa					
	I	II	III	IV	V	VI
Proporción (LP:LS)	30:70	30:70	30:70	50:50	50:50	50:50
Bv (kg DQO/m <sup>3</sup> d)	5.5	3.9	7.5	7.3	3.6	2.4
TRH (d)	1.0	1.0	1.0	1.0	2.0	3.0
TRS (d)	34.7	34.3	14.8	18.7	18.0	33.2
pH	6.5±0.2	6.5±0.5	6.7±0.6	6.5±0.2	6.5±0.2	6.5±0.3
ST (g/L)	4.5±0.7	4.6±0.3	8.7±0.3	8.5±0.8	8.8±0.8	8.4±0.4
SST (g/L)	3.7±0.6	4.0±0.5	8.3±1.0	7.5±0.9	7.4±0.7	7.6±0.5
SSV (g/L)	2.4±0.5	2.8±0.6	5.3±1.2	4.3±0.7	4.3±0.8	3.7±0.3
DQO <sub>total</sub> (g/L)	5.5±0.1	3.9±0.4	7.5±0.1	7.3±0.1	7.2±0.1	7.3±0.2
DQO <sub>soluble</sub> (mg/L)	ND	200±10	300±40	500±10	500±30	500±10
Azúcares totales (mg/L)	1800±200	200±40	500±60	400±20	400±20	400±20
Azúcares solubles (mg/L)	10±3	20±3	10±4	10±1	10±1	10±1
AGV (mg/L)	70±10	70±10	100±30	120±80	120±40	100±50

ND: no detectado; AGV: Ácidos grasos volátiles

### 3. Resultados y discusión

#### 3.1 Reactor acidogénico

En la Tabla 3; se observa que para una relación LP:LS de 30/70 a 1 día de TRH (etapas II y III), al incrementar la carga orgánica volumétrica de 3.9 a 7.5 kg DQO/m<sup>3</sup>d se mejoró la eficiencia en la remoción de DQO, pasando de un 16.8% a un 34.5%, alcanzando una eficiencia en la velocidad de hidrólisis del 51%, un 33.9% de destrucción de SSV y una eficiencia en la formación de DQO soluble del 76.1%, observando una disminución en la formación de AGV pasando del 69 al 61%, debido a la naturaleza del lodo alimentado, predominantemente secundario en donde se tiene una menor disponibilidad de materiales orgánicos solubles fermentables, en relación al lodo primario que presenta una baja fracción volátil disponible (Noyola, 1998). La producción de biogás fue de 7.7 mL/d, con una composición del 61.4% de CO<sub>2</sub> y 38.6% de CH<sub>4</sub>.

Durante la etapa IV, con una proporción de LP:LS de 50:50, un día de TRH y una carga orgánica volumétrica de 7.3 kg DQO/m<sup>3</sup>d, similar a la etapa III, se presentó un aumento en la remoción de materia orgánica (41.1%), formación de DQO soluble de 40.5%, y una producción de biogás de 24

mL/d, con una composición del 61.6% de CO<sub>2</sub> y 38.4% de CH<sub>4</sub>. Durante la etapa V, a la misma proporción de LP:LS (50:50), a 2 días de TRH, pero con una carga orgánica volumétrica similar a la etapa II (3.6 kg DQO/m<sup>3</sup>d), se observó un incremento sobre la eficiencia de remoción de DQO del 56.8%, una formación de productos de hidrólisis expresada como DQO soluble del 48.3% y una destrucción de SSV del 68.6%. Tatsuo y col. (1993) reportaron una destrucción de SSV del 33.1% en un sistema acidogénico-mesofílico a 35°C y 20 días de TRS. Por su parte, Ghosh y col. (1995), con un arreglo en dos fases; mesofílico-mesofílico, lograron un 71% de destrucción de SSV en reactores completamente mezclados. Han y Dague (1997), en un reactor termofílico a 5 días de TRH y 56 ± 1°C, seguido de un reactor mesofílico a 10 días de TRH y 35 ± 1°C, con lodo primario, reportaron una reducción de SSV del 46.8%. Vandeburgh y Ellis (2002), con lodo primario y 4.9% de ST, en un sistema mesofílico-mesofílico, lograron una reducción del 61.5 % de SSV a un TRH de 20 días. Shana y col. (2003), en un reactor acidogénico de mezcla completa (CSTR) a 35°C, reportaron un 29% de hidrólisis de la materia orgánica, Mahmoud y col. (2004) reportaron un 60% de hidrólisis de lodo primario a un TRH de 10 a 15 días y 25°C.

Tabla 3. Características del lodo hidrolizado en el reactor acidogénico mesofílico.

Parámetro	Etapa					
	I	II	III	IV	V	VI
Período de operación (d)	71-113	124-167	174-184	316-426	470-525	533-736
pH	5.4±0.4	5.8±0.5	5.4±0.3	5.7±0.2	5.1±0.2	7.2±0.4
ST (g/L)	3.0±0.4	3.3±0.3	6.0±2.3	5.5±1.3	3.6±1.2	3.1±0.8
SST (g/L)	2.5±0.4	2.9±0.4	5.5±2.0	4.4±1.2	2.1±0.8	1.8±0.5
SSV (g/L)	1.7±0.3	2.0±0.5	3.5±1.4	2.9±0.7	1.4±0.6	1.4±0.4
SSV destruidos (%)	31.0	27.3	33.9	33.2	68.6	63.0
g SSV/g SST	0.67	0.69	0.64	0.65	0.64	0.74
Eficiencia de remoción de DQO (%)	40.5	16.8	34.5	41.1	56.8	72.4
DQO <sub>soluble</sub> formada (%)	ND	75.3	76.1	40.5	48.3	26.6
Hidrólisis (%)	61.0	32.1	51.3	40.4	66.7	79.9
AGV (mg/L)	360±190	220±87	250±76	280±130	320±69	160±93
Incremento de AGV (%)	99	69	61	64	68	59
Incremento de azúcares solubles (mg/L)	14	26	45	19	22	10
Biogás <sub>TPS</sub> (mL/d)	11.2±9.8	6.3±0.6	7.7±8.4	24.0±17.1	19.6±5.8	52.6±14.3
CH <sub>4</sub> en el biogás (%)	38.0	26.2	38.6	38.4	31.2	68.2
CO <sub>2</sub> en el biogás (%)	62.0	73.8	61.4	61.6	68.8	31.8

TPS: temperatura y presión estándar; DQO: demanda química de oxígeno; CH<sub>4</sub>: metano; CO<sub>2</sub>: dióxido de carbono

Además, se observó un incremento del 68% en los AGV formados, probablemente a la presencia de materia orgánica fácilmente fermentable (Yang y col., 2003). Acompañado de una producción de biogás de 19.6 mL/d, con una composición de CO<sub>2</sub> mayor (68.8%) y menor proporción de CH<sub>4</sub> (31.2%), en relación a la etapa anterior (etapa IV). Observando que bajo estas condiciones de operación; (proporción de LP:LS de 50:50, carga orgánica volumétrica de 3.6 Kg DQO/m<sup>3</sup>d y 2 días de TRH), se lograron resultados similares a los reportados en reactores de mezcla completa. La separación de la digestión anaerobia de lodos en dos etapas, permitió además de tener un buen control del sistema, regular las cargas orgánicas volumétricas, y una reducción de SSV y SST mayor, al obtenido en digestores anaerobios de alta tasa (27 al 46%) reportado por Metcalf y Eddy (2003), y al mencionado por Noyola, (1998) que va de un 25 a un 45% para SST. En cuyas condiciones de operación, se contempla: el mezclado, alimentación uniforme, calentamiento y recirculado de lodo digerido.

Durante la etapa VI, con proporción de LP:LS similar a las etapas IV y V, a 3 días de TRH y una menor carga orgánica volumétrica (2.4 kg DQO/m<sup>3</sup>d), mejoró la eficiencia de remoción de la materia orgánica en un 72.4%, pero no las eficiencias de formación de DQO soluble y AGV formados, siendo del 26.6 y 59% respectivamente. Resultando ser mayor al 53.3% reportado por Tatsuo y col. (1993) y menor al 73% reportado por Shana y col. (2003). Así mismo, la destrucción de SSV lograda fue de un 63%, siendo mayor al reportado por Shana y col. (2003) y por Tatsuo y col. (1993) del 27.7 y 14.7% respectivamente. Observando en esta etapa del experimento, un incremento en la producción de biogás de 52.6 mL/d predominando el CH<sub>4</sub> en un 68.2% y disminuyendo el CO<sub>2</sub> (31.8%), al favorecerse el desarrollo de las condiciones

metanogénicas (pH > 7.1), debido al aumento del TRH.

La Fig. 1, muestra la velocidad y la eficiencia de hidrólisis de los sólidos suspendidos volátiles en el reactor acidogénico, observando que la mejor velocidad (0.163 g/L·d), con una eficiencia del 66% se obtuvo a un TRS de 18.1 días, con una proporción de LP:LS de 50/50 y Bv de 3.6 Kg DQO/m<sup>3</sup>d (etapa V), debido probablemente a la naturaleza y tamaño de partícula del lodo alimentado como lo reportan Dimock y Morgenroth, (2006). Con la misma proporción de LP:LS, pero menor Bv (2.4 Kg DQO/m<sup>3</sup>d), a 33 días de TRS (etapa VI), mejoró la eficiencia de hidrólisis (80%), pero disminuyó la velocidad (0.07g/L·d). El mismo comportamiento se observa para las etapas II y III con una LP:LS de 30:70. Estos resultados muestran que a menor tiempo de retención de sólidos mayor es la velocidad de hidrólisis; por lo que un equilibrio entre la carga orgánica volumétrica y el TRS, permitirá mejorar tanto la eficiencia como la velocidad de hidrólisis de los sólidos suspendidos volátiles.

Al incrementarse el pH a 7 (etapa VI), con el consecuente desarrollo de las condiciones metanogénicas, se afectó la velocidad de hidrólisis, pero no su eficiencia, debido a la carga orgánica volumétrica presente en la mezcla alimentada. De Tommaso y Van Benschoten, (1996) reportaron resultados favorables en la destrucción de SSV a pH ácidos. Al favorecer las condiciones de la primera etapa de la digestión anaerobia (pH ácidos, mayor proporción de CO<sub>2</sub> en el biogás) permite una mejor disponibilidad de los productos solubles presentes en el lodo y una mayor disolución de los compuestos embebidos en las membranas celulares (Eastman y Ferguson, 1981).

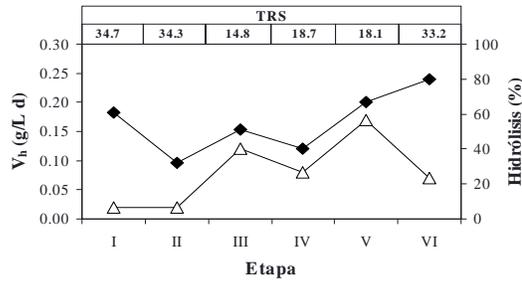


Fig. 1. Efecto del TRS en la velocidad ( $V_h$ ,  $\Delta$ ) y eficiencia ( $\blacklozenge$ ) de hidrólisis de la mezcla de lodo primario y secundario, en el reactor acidogénico mesofílico.

### 3.2 Reactor metanogénico termofílico

La Tabla 4, muestra las características del lodo producido por este reactor y las condiciones de operación. Con un TRH de 1 día y carga orgánica volumétrica entre 3.2 y 4.9 kg DQO/m<sup>3</sup>.d (etapas II y III), hubo un aumento en la destrucción de SSV pasando del 61 al 66% y una disminución en la eficiencia de eliminación de la materia orgánica (43.5 a 31 %) y de la producción de biogás (22.7 a 15 mlCH<sub>4</sub>/gSSVrem), con un decremento del TRS de 34.9 a 12.5 días. Durante la etapa IV; con una carga orgánica volumétrica menor (2.1 kg DQO/m<sup>3</sup>.d) y un TRS similar a la etapa III, no mejoró la eficiencia sobre la eliminación de DQO (37%) ni la producción de biogás (18.2 mlCH<sub>4</sub>/gSSVrem), pero sí la eficiencia de destrucción de SSV (70%). Con 4 días de TRH (etapa V) y la consecuente reducción de Bv a 0.8 Kg/m<sup>3</sup>.d., se observó una mejora sobre la eliminación de DQO (65.8%), un aumento en la remoción de AGV (75%) y una producción de biogás de 93.7 mlCH<sub>4</sub>/gSSVrem, sin embargo, disminuyó la

eficiencia de destrucción de SSV a un 55% con respecto a la etapa anterior. Tatsuo y col. (1993), reportaron una reducción del 58.8% de SSV pero en un reactor completamente mezclado (CSTR), mostrando poca diferencia a la obtenida en este estudio.

A 6 días de TRH y menor carga orgánica (etapa VI), se observó una disminución sobre la eficiencia de eliminación de DQO (40.6%), un incremento en la destrucción de SSV (66%). Huyard y col. (2000), en un sistema completamente mezclado acidogénico termofílico; alimentado con una mezcla de lodo primario-secundario con un contenido del 2.5 al 5% de sólidos y a 2 días de TRH, seguido por un reactor metanogénico mesofílico con 10.5 días de TRH con recirculación de lodo, lograron una reducción del 61% de SSV. Shana y col. (2003) lograron un 55.6% de reducción de SSV trabajando con una fase de digestión ácida acoplado a un digestor acidogénico mesofílico, con una mezcla de 70:30 de lodo primario y secundario, un contenido del 5.5 al 6 % de sólidos.

Bajo estas mismas condiciones (etapa VI) se observó una remoción de AGV en un 73% y una producción de biogás de 107.7 mlCH<sub>4</sub>/gSSVremovido, cercano al reportado por Cecchi y col. (1992), en reactores de una sola fase (129 mL de CH<sub>4</sub>/gSSVremovido) y mayor al reportado por Ghosh y col. (1995), en un arreglo mesofílico-mesofílico (20 mL de CH<sub>4</sub>/gSSVremovido) y un 69% de metano en el biogás producido. Cheunbarn y Pagilla (2000), en un sistema en dos fases: termofílica-mesofílica, con un incremento gradual de TRH de 7.4 a 14 días a 37 °C, alimentado con una mezcla de LP y LS, reportaron una producción de biogás con una composición de CH<sub>4</sub> en un 61%.

Tabla 4. Características del lodo estabilizado en el reactor metanogénico termofílico.

Parámetro	Etapa					
	I	II	III	IV	V	VI
Período de operación (d)	71-113	124-167	174-184	316-426	470-525	533-736
Bv (kg DQO/m <sup>3</sup> .d)	3.3	3.2	4.9	2.1	0.8	0.3
TRH (d)	1.0	1.0	1.0	2.0	4.0	6.0
TRS (d)	19.3	34.9	12.5	11.4	17.0	22.9
ST (g/L)	2.1±0.6	1.9±0.7	3.2±1.3	3.0±0.6	2.7±1.1	1.8±0.9
SST (g/L)	1.6±0.4	1.6±0.7	2.6±0.7	1.4±0.8	1.6±0.8	0.6±0.2
SSV (g/L)	0.9±0.4	0.8±0.3	1.2±0.7	0.9±0.3	0.6±0.3	0.5±0.2
SSV destruidos (%)	48.0	61.0	66.0	70.0	55.0	66.0
G SSV/g SST	0.54	0.49	0.45	0.61	0.38	0.73
DQO <sub>total</sub> (g/L)	2.3±0.3	1.8±0.3	3.4±0.1	2.7±0.3	1.7±0.3	1.2±0.7
Eficiencia de remoción de DQO <sub>total</sub> (%)	30.5	43.5	31.0	37.0	65.8	40.6
AGV (mg/L)	120±17	100±18	140±20	130±36	81±30	40±16
Eficiencia de remoción de AGV (%)	68.0	55.0	46.0	55.0	75.0	73.0
Biogás <sub>TPS</sub> (mL/d)	63.0±47.7	30.9±16.4	49.7±31.9	51.3±30.5	95.6±48.4	131.7±36.0
CH <sub>4</sub> en el biogás (%)	82.3	90.3	70.1	71.0	72.5	74.4
CO <sub>2</sub> en el biogás (%)	17.7	9.7	29.9	29.0	27.5	25.6
mL CH <sub>4</sub> /g SSV removido	64.0	22.7	15.0	18.2	93.7	107.7

TPS: temperatura y presión estándar; DQO: demanda química de oxígeno; CH<sub>4</sub>: metano; CO<sub>2</sub>: dióxido de carbono

Tabla 5. Perfil de concentración de microorganismos patógenos y tasas de eliminación.

Parámetro	Etapa				
	II	III	IV	V	VI
TRH (d)	1.0	1.0	2.0	4.0	6.0
Bv (kg DQO/m <sup>3</sup> d)	3.2	4.9	2.1	0.8	0.3
Coliformes fecales en el influente <sup>a</sup>	4.8 x 10 <sup>8</sup>	4.0 x 10 <sup>8</sup>	4.3 x 10 <sup>8</sup>	2.8 x 10 <sup>8</sup>	3.1 x 10 <sup>8</sup>
Coliformes fecales en el efluente <sup>b</sup>	4.0 x 10 <sup>8</sup>	2.8 x 10 <sup>8</sup>	4.3 x 10 <sup>7</sup>	2.2 x 10 <sup>7</sup>	9.7 x 10 <sup>6</sup>
Coliformes fecales eliminados <sup>c</sup>	8.0 x 10 <sup>7</sup>	1.2 x 10 <sup>8</sup>	3.8 x 10 <sup>8</sup>	2.6 x 10 <sup>8</sup>	2.9 x 10 <sup>8</sup>
Reducción de coliformes fecales (log <sub>10</sub> )	7.9	8.1	8.6	8.4	8.5
Eficiencia de eliminación (%)	16.7	30.0	89.9	92.1	96.8
<i>Salmonella spp</i> en el influente <sup>a</sup>	4.3 x 10 <sup>8</sup>	4.6 x 10 <sup>8</sup>	4.0 x 10 <sup>8</sup>	3.8 x 10 <sup>8</sup>	3.7 x 10 <sup>8</sup>
<i>Salmonella spp</i> en el efluente <sup>b</sup>	2.9 x 10 <sup>8</sup>	1.2 x 10 <sup>8</sup>	7.9 x 10 <sup>7</sup>	3.2 x 10 <sup>7</sup>	5.0 x 10 <sup>6</sup>
<i>Salmonella spp</i> eliminados <sup>c</sup>	1.4 x 10 <sup>8</sup>	3.4 x 10 <sup>8</sup>	3.2 x 10 <sup>8</sup>	3.5 x 10 <sup>8</sup>	3.7 x 10 <sup>8</sup>
Reducción de <i>Salmonella spp</i> (log <sub>10</sub> )	8.1	8.5	8.5	8.5	8.6
Eficiencia de eliminación (%)	31.4	73.0	80.3	91.5	98.7
Huevos de helminto en el influente <sup>d</sup>	30	19	19	20	20
Huevos de helminto en el efluente <sup>e</sup>	22	13	12	7	3
Huevos de helminto eliminados <sup>f</sup>	8	6	7	13	17
Eficiencia de eliminación (%)	26.7	31.6	36.8	65.0	85.0

TPS: temperatura y presión estándar; DQO: demanda química de oxígeno; CH<sub>4</sub>: metano; CO<sub>2</sub>: dióxido de carbono

La Tabla 5; muestra el perfil de concentración y la tasa de eliminación de microorganismos patógenos en el reactor metanogénico termofílico. Observando, que a una Bv de 4.9 Kg/m<sup>3</sup>d (etapa III), a partir de una concentración inicial de coliformes fecales de 4X10<sup>8</sup> (NMP/g ST), *Salmonella spp* de 4.6X10<sup>8</sup> (NMP/g ST) y 19 Huevos de helminto; se obtuvo una reducción de 8.1, 8.5 log<sub>10</sub> para coliformes fecales y *Salmonella spp* y un 31.6% en la reducción de huevos de helminto. Mientras que a cargas orgánicas menores (etapas IV, V y VI) la eficiencia de destrucción de patógenos fue mayor y directamente proporcional al incremento del TRH: 8.6, 8.4 y 8.5 log<sub>10</sub> para coliformes fecales; 8.5, 8.5 y 8.6 log<sub>10</sub> para *Salmonella spp* y un porcentaje de reducción de huevos de helminto del 36.8, 65 y 85 % respectivamente.

Han y Dague (1997), en un arreglo termofílico-mesofílico de dos fases alimentado con lodo primario y TRH global entre 10 y 15 días, lograron una reducción de coliformes fecales en 2.49 log<sub>10</sub>. Huyard y col. (2000), lograron en un sistema de dos fases; termofílico-mesofílico alimentado con una proporción de LP:LS de 60:40, una reducción de coliformes fecales y huevos de helminto en: 5.5 y 2.6 log<sub>10</sub> en el reactor termofílico a 2 días de TRH. Cheunbarn y Pagilla (2000), redujeron el número de coliformes fecales de 10<sup>8</sup> NMP/g ST a valores menores a 10<sup>2</sup> NMP/g ST (8 a 2 log<sub>10</sub>). Rojas y col. (2000), lograron en un sistema de dos fases; mesofílico-termofílico con un TRH de 15 y 20 días, con lodo secundario a una concentración inicial de 1X10<sup>5</sup> NMP/g ST de coliformes fecales, una reducción en 4.99log<sub>10</sub> y para huevos de helminto en un 97%. Gantzer y col. (2001), reportaron una reducción de 1.36log<sub>10</sub> de coliformes fecales. Cabirol y col. (2002), en un sistema de dos fases; mesofílico-termofílico lograron una reducción de huevos de helminto en 1.54log<sub>10</sub> en mesofilia y de 1.84log<sub>10</sub> en

termofilia. En otro estudio, Song y col. (2004), reportaron una reducción de coliformes fecales en 1.99log<sub>10</sub>. Estos resultados indican que los sistemas completamente agitados como los casos anteriores con TRH mayores a 10 días, pueden alcanzar eficiencias de reducción de patógenos mayores a los reportados en este estudio, debido a que los reactores UASB presentan zonas muertas y cortos circuitos hidráulicos, por la falta de mezclado, provocando una baja eficiencia en la eliminación de patógenos como lo mencionan, Cabirol y col. (2002).

### Conclusiones

El proceso en dos etapas mejoró la formación de compuestos solubles, aunque no se alcanzaron altas eficiencias en la reducción de patógenos. Los mejores resultados en el reactor acidogénico fueron a 2 días de TRH, proporción de LP:LS de 50:50, una Bv de 3.6 Kg DQO/m<sup>3</sup>d y con un 68.6 % de eficiencia en la destrucción de SSV (etapa V). Las eficiencias alcanzadas en la destrucción de SSV en este reactor fueron similares a las reportadas por algunos autores, tomando en cuenta la falta de mezclado en los reactores UASB. Las mejores velocidades de hidrólisis se obtuvieron a TRH y TRS menores a los reportados en la literatura lo que indica que separar la digestión anaerobia en dos etapas favoreció la solubilización de la materia orgánica y la destrucción de los SSV.

Los mejores resultados en el reactor metanogénico termofílico fueron los obtenidos en la etapa VI, logrando una mayor eliminación de coliformes fecales y *Salmonella spp*. La falta de mezclado en el reactor no permitió alcanzar las eficiencias esperadas para producir un biosólido clase A o B, según la NOM-004-ECOL-SEMARNAT-2002. Sin embargo, con la eficiencia de eliminación de huevos de helminto de 85%, el

biosólido obtenido cumple con los parámetros establecidos para biosólidos clase B.

Con el sistema propuesto se tuvo como ventajas: un mejor control del sistema durante su operación, formación de productos de hidrólisis en más del 80% y la reducción de SSV similares a los reportados en digestores anaerobios de alta tasa. La principal desventaja fue que la falta de mezclado en los reactores pudo provocar zonas muertas y por consiguiente una baja eliminación de microorganismos patógenos. Los resultados obtenidos en este estudio servirán de base para profundizar sobre el tema de la digestión anaerobia de lodos en dos etapas con reactores UASB, con el fin de encontrar las mejores condiciones de operación para producir biosólidos clase A.

### Agradecimientos

El primer autor agradece el apoyo al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por la beca otorgada para cursar el doctorado en biotecnología dentro del programa de doctorado de la Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa, incluido en el padrón de Postgrados de Excelencia, con el convenio 471-0.

### Referencias

- Aguilar, F. y Llaguno, V. (2003). *Manual de prácticas del curso y temario teórico por objetivos. Protozoología Médica Veterinaria*; Departamento de Parasitología Instituto Politécnico Nacional, México DF.
- Aguilar, R. y Álvarez, M. (2007). Síntesis evolutiva del proceso para la licuefacción de metano. *Revista Mexicana de Ingeniería Química* 6(1), 81-88.
- Ahumada, I., Escudero, P., Carrasco, A., Castillo, G., Ascar, L. y Fuentes, E. (2004). Use of sequential extraction to assess the influence of sewage sludge amendment on metal mobility in Chilean soil. *Journal of Environmental Monitoring* 6, 327-334.
- Anise, U.A. y Darwin, L.S. (1995). Kinetics of pathogen on destruction during storage of dewatered biosolids. *Water Environmental Research* 67, 143-149.
- APHA, AWWA, WPCF. (1995). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 19<sup>th</sup> ed. American Public Health Association, Washington, D.C., U.S.A. Balagurusamy, N. (2005). Anaerobic Bioremediation an untapped potential. *Revista Mexicana de Ingeniería Química* 4(3), 273-287.
- Cabirol, N., Rojas Oropeza M., Noyola A. (2002). Removal of helminthes eggs by anaerobic thermophilic sludge digestion. *Water Science and Technology* 45(10), 269-274.
- Cecchi, F., Pavan, P., Musacco, A., Mata, A. y Sans, C. (1992). Comparison between thermophilic and mesophilic anaerobic digestion of sewage sludge coming from urban wastewater treatment plants. *Water Science and Technology* 26(11), 2409-2412.
- Cheunbarn, T. y Pagilla, K. (2000). Anaerobic thermophilic/mesophilic dual-stage sludge treatment. *Journal of Environmental Engineering* 126(9), 796-801.
- De Tommaso y Van Benschoten J. (1996). "An Experimental Study of Organic Matter Coagulation by Al and Fe Salts", *Annual Conference Proceedings*, American Water Works Association, Toronto, Canada. *Water Research* 349-366.
- Dimock, R. y Morgenroth, E. (2006). The influence of particle size on microbial hydrolysis of protein particles in activated sludge. *Water Research* 40, 2064-2074.
- Dubois, M., Gilles, K.A., Hamilton, J.K., Roberts, P.A., Smith, F. (1956). Colorimetric method for determination of sugars and related substances. *Analytical Chemistry* 28, 350-356.
- Dumontet, S., Scopa, A., Kerje, S. y Krovacek, K. (2001). The importance of pathogenic organisms in sewage and sewage sludge. *Journal of the Air and Waste Management Association* 51(6), 848-860.
- Eastman, J.A. y Ferguson, J.F. (1981). Solubilization of particulate organic carbon during the acid phase of anaerobic digestion. *Journal WPCF* 53(3), 352-366.
- Environmental Protection Agency (EPA) (1996). *A Plain English Guide to the EPA, Part 503 Biosolids Rule*. U.S. EPA/832/R-93-003.
- Vandenburg, S.R. y Ellis, T.G. (2002). Effect of varying solids concentration and organic loading on the performance of temperature phased anaerobic digestion process. *Water Environmental Research* 74(2), 142-148.
- Foundation for Water Research. *Sewage sludge disposal operational and Environmental Issues. Review of Current Knowledge (ROCK)*. Foundation for Water Research. United Kingdom. 1999.
- Gantzer, C., Gaspard, P., Galvez, L., Huyard, A., Dumouthier, N. y Schwartzbrod, J. (2001). Monitoring of bacterial and parasitological contamination during various treatment of sludge. *Water Research* 35(16), 3763-3770.
- Ghosh, S., Bouy, K., Dressel, L., Miller, T., Wilcox, G. y Loos, D. (1995). Pilot and a full-scale two-phase anaerobic digestion of municipal sludge. *Water Environmental Research* 67(2), 206-214.
- Han, Y. y Dague, R. (1997). Laboratory studies on temperature-phased anaerobic digestion of domestic primary sludge. *Water Environmental Research* 69(6), 1139-1143.
- Huyard, A., Ferran, B. y Audie, J.M. (2000). Two phase anaerobic digestion process: sludge

- stabilization and pathogens reduction. *Water Science and Technology* 42(9), 41-47.
- Lettinga, G., Van Vesel, A., Hobma de Zeeuv, S.W. y Klapwijk, A. (1980). Use of the up flow sludge blanket (USB) reactor concept for biological wastewater treatment. *Biotechnology and Bioengineering* 12, 699-734.
- Lowry, O.H., Rosen Brough, N.J., Farr, A.L. y Randall, R.J. (1951). Protein measurement with the fooling phenol reagent. *Journal of Biology and Chemistry*, 265-275.
- Mahmoud, N., Zeeman, G., Gijzen, H. y Lettinga, G. (2004). Anaerobic stabilization and conversion of biopolymers in primary sludge-effect of temperature and sludge retention time. *Water Research* 38(4), 983-991.
- Metcalf y Eddy. (2003). *Ingeniería de aguas residuales: Tratamiento, Vertido y Utilización. México*. Editorial Mc-Graw-Hill, México.
- Norma Oficial Mexicana NOM-004-SEMARNAT-2002. Protección ambiental. Lodos, biosólidos, especificaciones y límites máximos permisibles de contaminantes para su aprovechamiento y disposición final. Diario Oficial. México. 15 de agosto de 2003.
- Noyola, A. (1998). *Digestión anaerobia de lodos*. Memorias del curso "Digestión anaerobia de lodos y aguas residuales". Federación Mexicana de Ingeniería Sanitaria y Ciencias Ambientales, A.C. México.
- Pike, E.B., Carrington, E.G. y Harman, S.A. (1989). Destruction of *salmonellas*, *enterovirus* and ova of parasites in wastewater sludge by pasteurisation and anaerobic digestion. *Water Science and Technology* 20(11-12), 337-343.
- Roberts, R., Son, Le. y Forster, C. (1999). A thermophilic-mesophilic dual digestion system for treating waste activated sludge. *Journal of chemical technology and Biotechnology* 74, 445-450.
- Rojas, O. y Cabirol, N. (2000). *Remoción de indicadores patógenos y parásitos (coliformes fecales y huevos de helminto) en lodos municipales de tipo biológico por digestión anaerobia mesofílica y termofílica*. Memorias del VI Taller y Seminario Latinoamericano de Digestión Anaerobia en Pernambuco, Brasil.
- Ros, M., Pascual, J., Garcia, C., Hernández, M. e Insam, H. (2006). Hydrolyses activities, microbial biomass and bacterial community in a soil after long-term amendment with different compost. *Soil Biology and Biochemistry* 38, 3443-3452.
- Shana, A., Asaadi, M., Morchoisne, T. y Marsh, P. (2003). Acid phase digestion pre-treatment and its impact on conventional mesophilic anaerobic digestion. *Innovation y Development, Thames Water, Spencer House, Reading RG2 0JN*.
- Shelton, D.R. y Tiedje, J.M. (1984). General method for determining anaerobic biodegradation potential. *Applied Environmental Microbiology* 47, 850-857.
- Song, Y., Kwon, S.J. y Woo, J.H. (2004). Mesophilic and thermophilic temperature co-phase anaerobic digestion compared with single-stage mesophilic- and thermophilic digestion of sewage sludge. *Water Research* 38(7), 1653-1662.
- Tatsuo, S., Kenso, K. y Yoshikasu, N. (1993). Anaerobic waste-activated sludge digestion a bioconversion mechanism and kinetic model. *Biotechnology and Bioengineering* 41(11), 1082-1091.
- Tiehm, K., Nickel, M., Zellhorn y Neis, U. (2001). Ultrasonic waste activated sludge disintegration for improving anaerobic stabilization. *Water Research* 35(8), 2003-2009.
- Vandenburgh, S.R. y Ellis, T.G. (2002). Effect of varying solids concentration and organic loading on the performance of temperature phased anaerobic digestion process. *Water Environmental Research* 74 (2), 142-148.
- Wilkie, A. (2005). *Anaerobic digestion; Biology and benefits. Dairy manure management: Treatment, handling and community relations. Natural resource, agriculture and engineering service*. Cornell University, Ithaca, NY. NRAES-176, 63-72.
- Yang, K., Yu, Y. y Hwang, S. (2003). Selective optimization in thermophilic acidogenesis of cheese-whey wastewater to acetic and butyric acids: partial acidification and methanation. *Water Research* 37, 2467-2477.
- Zitomer, D.H., Lynch, D.L., Kemp, J.S., y Kade, F. (2005). "Occurrence and prevention of high VFA in temperature phased digestion". *Proceedings of the 10<sup>th</sup> World Congress Anaerobic Digestion*. Montreal, Canada.