

INTERCIENCIA

Revista de Ciencia y Tecnología de América

Interciencia

Asociación Interciencia

interciencia@ivic.ve

ISSN (Versión impresa): 0378-1844

VENEZUELA

2003

Liliana M. Alzate Gaviria / Antonino Pérez Hernández / Virginia G. Nevárez Moorillón /

Noemí Rinderknecht Seijas / Héctor M. Poggi Varaldo

COMPARACIÓN DE DOS SISTEMAS ANAEROBIOS ACOPLADOS PARA LA
BIOMETANIZACIÓN DE LA FRACCIÓN ORGÁNICA DE RESIDUOS SÓLIDOS
URBANOS

Interciencia, agosto, año/vol. 28, número 008

Asociación Interciencia

Caracas, Venezuela

pp. 436-442

Red de Revistas Científicas de América Latina y el Caribe, España y Portugal

Universidad Autónoma del Estado de México


LA MEMORIA CIENTÍFICA EN LÍNEA
<http://redalyc.uaemex.mx>

COMPARACIÓN DE DOS SISTEMAS ANAEROBIOS ACOPLADOS PARA LA BIOMETANIZACIÓN DE LA FRACCIÓN ORGÁNICA DE RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS

LILIANA M. ALZATE-GAVIRIA, ANTONINO PÉREZ-HERNÁNDEZ,
VIRGINIA G. NEVÁREZ-MOORILLÓN, NOEMÍ RINDERKNECHT-SELJAS
y HÉCTOR M. POGGI-VARALDO

Las sociedades urbanas producen cantidades de residuos sólidos cada vez mayores y México no es la excepción, considerando que en la actualidad genera más de 40 mil toneladas al día, de las cuales el 51,97% va a relleno sanitario, tan solo el 0,68% se recicla y el resto presumiblemente es mal dispuesto en tiraderos a cielo abierto (SEMARNAT, 2003). Por ello, se hace necesario buscar nuevas opciones para la gestión de los residuos sólidos urbanos que incluyan reducción en origen, recuperación de energía, reutilización y reciclaje.

Los procesos de estabilización anaerobia de residuos sólidos como son la digestión anaerobia en sustrato sólido (DASS) y reactores empaca-

dos acoplados (también llamados reactores empacados secuenciales, RE-RE), son una alternativa técnica y económicamente viable, considerando que se han obtenido importantes reducciones de la materia orgánica degradable de la basura, altos rendimientos de metano y que los materiales digeridos pueden ser aprovechados como mejoradores de suelos después de un postratamiento adecuado (Poggi-Varaldo *et al.*, 1997a, b; 1999; 2001; 2002; Chynoweth *et al.*, 1992; Poggi-Varaldo y Oleszkiewicz, 1992; Kayhanian y Tcobanoglous, 1993; Cecchi *et al.*, 1994; Chugh *et al.*, 1999).

Los sistemas anaerobios de reactores empacados con la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (FORSU) provistos de humedad, nutrien-

tes y un inóculo, donde el lixiviado es recirculado entre un reactor empacado de residuo fresco y otro de residuo estabilizado, han sido objeto de renovado interés en los últimos 13 años por su simplicidad de concepto y equipamiento y relativa facilidad de operación (Hall *et al.*, 1985; Chugh *et al.*, 1999; Viéitez *et al.*, 1999; Silvey *et al.*, 2000). Los sistemas aquí llamados RE-RE tipo 1 (Figura 1a) que usan un RE iniciador (arranque y metanogénesis) para ser acoplado a un RE nuevo o fresco (SEBAC por las siglas en inglés; Chynoweth *et al.*, 1992; Chugh *et al.*, 1999) han sido utilizados para el tratamiento de una gran variedad de residuos sólidos orgánicos como residuos de cultivos, estiércol de animales, residuos de procesos de alimentos, lodos de papel

PALABRAS CLAVES / Digestión Anaerobia / Reactor Anaerobio de Manto de Lodos / Reactores Empacados / Residuos Sólidos /

Recibido: 04/05/2003. Modificado: 07/07/2003. Aceptado: 21/07/2003

Liliana M. Alzate-Gaviria. **Ingeniera Sanitaria, Universidad de Antioquia, Medellín, Colombia. Master en Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Universidad de Cantabria, Santander, España. Candidata a Dr. en Ciencias y Tecnología Ambiental, División de Ciencia e Ingeniería Ambiental, Centro de Investigación en Materiales Avanzados (CIMAV), Chihuahua, México.**

Antonino Pérez-Hernández. **Licenciado en Física, Facultad de Ciencia Físico-Matemáticas, Universidad Autónoma de Nuevo León (UANL). M. C. y Doctor en Ciencia, Facultad de Ingeniería de Materiales, UANL. Investigador Asociado, División de Ingeniería y Procesos de Manufactura, Grupo de Simulación del Centro de Investigación en Materiales Avanzados, CIMAV, Chihuahua, México.**

Virginia G. Nevárez-Moorillón. **Químico Bacteriólogo Parasitólogo, Universidad Autónoma de Chihuahua. Ph.D. en Biología, University of North Texas. Académico Titular, Facultad de Ciencias Químicas, Universidad Autónoma de Chihuahua, México.**

Noemí Rinderknecht-Seijas. **Licenciada en Ingeniería Bioquímica, Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, Instituto Politécnico Nacional (ENCB-IPN). Profesora Asociada, Escuela Superior de Ingeniería Química e Industrias Extractivas (ESIQIE-IPN), México.**

Héctor M. Poggi-Varaldo. **Ingeniero Químico, Universidad de la Republica Oriental del Uruguay. Master en Ingeniería Ambiental, Universidad Nacional Autónoma de México. Dr. en Ciencias, CINVESTAV-IPN. Investigador Titular, Departamento de Biotecnología y Bioingeniería, CINVESTAV-IPN. Dirección: Departamento de Biotecnología y Bioingeniería, CINVESTAV-IPN, Apartado Postal 14-740, México D.F., 07000, México. e-mail: hpoggi@mail.cinvestav.mx**

y residuos sólidos municipales. El lixiviado del reactor iniciador anaerobio provee humedad, inóculo y nutrientes requeridos para una rápida conversión de los residuos sólidos y remoción de compuestos inhibidores al proceso en el RE fresco (Chynoweth *et al.*, 1992). Por otra parte, los reactores iniciadores anaerobios de fase líquida en el sistema RANMAL-RE tipo 2 (Figura 1b) se han empleado con el propósito de remover la carga orgánica en el lixiviado procedente del reactor empacado fresco y proporcionar un inóculo biológico para la inoculación y posterior estabilización de los residuos sólidos frescos (Hai-Lou *et al.* 2002; Han *et al.* 2002; Libânio *et al.*, 2002).

Sin embargo, no hay hasta la fecha estudios comparativos en paralelo del desempeño de los dos sistemas acoplados RE-RE y RANMAL-RE. El objetivo de este trabajo fue comparar dos sistemas anaerobios acoplados para la biometanización de residuos municipales a escala de laboratorio en términos de desempeño, como son sus tiempos para alcanzar la metanogénesis franca (TMF), la remoción de materia orgánica como sólidos volátiles (SV), y celulosa, así como los rendimientos de metano (CH_4) y biogás generados.

Metodología

Reactores y diseño experimental

El Sistema 1 (RE-RE) consistió en un RE 1.1 que es el reactor iniciador empacado con FORSU y el RE 1.2 que es otro reactor empacado con un lecho de FORSU fresca el cual se acopla al iniciador RE 1.1 (arranque y metanogénesis) una vez que éste ha alcanzado el TMF (Figura 1a). El sistema 2 (RANMAL-RE), está compuesto por un RANMAL 2.1 que es el reactor iniciador de fase líquida, y un reactor RE 2.2 empacado similarmente a los RE anteriores. El RE 2.2 es el reactor que se acopla al reactor iniciador RANMAL 2.1 (arranque y metanogénesis) una vez que éste ha alcanzado el TMF (Figura 1b). Los modelos de laboratorio de los RE fueron construidos de policarbonato con diámetro de 20cm y altura de 60cm, para una capacidad de 19,4l. El RANMAL consistió en un cilindro de policarbonato de 10cm de diámetro y 55cm de altura, volumen útil de 4,5l e igual material. Los reactores empacados intercalan la FORSU con anillos de plástico de PVC (1" diámetro y 1cm de ancho) para aumentar la oquedad del lecho empacado y facilitar la percolación del lixiviado. La temperatura de trabajo tanto para el sistema RE-RE como RANMAL-RE fue $35 \pm 2^\circ\text{C}$.

Las bombas para recirculación de lixiviado fueron del tipo de diafragma de Hy-palon® marca Milton-Roy para caudal máximo de 1500l/día y temperatura máxima de 107°C

El diseño experimental consistió en tres grandes etapas, a saber: inoculación, arranque y metanogénesis, y acoplamiento.

Inoculación

La inoculación de RE 1.1 y RANMAL 2.1, considerados los reactores iniciadores, fue realizada con mezcla de inóculos no anaerobios: suelo profundo 30g/l, excreta vacuna 300g/l, y excreta porcina 150g/l (Poggi-Varaldo *et al.* 1997a) más 1,5g/l de Na_2CO_3 . La proporción de inóculo base húmeda a FORSU seca en los RE fue de 5% p/p, mientras que el RANMAL se llenó con la suspensión de inóculo (4,5l).

Arranque y metanogénesis

Para el RE 1.1, la fase de arranque inició a tiempo cero con recirculación continua del lixiviado hasta llegar al TMF. Para el RANMAL 2.1, se recirculó el inóculo durante los primeros 6 días y posteriormente se inició la alimentación con agua residual sintética (ARS) compuesta de (en g/l) sacarosa 4,0; ácido acético glacial 0,5; NH_4Cl 1,0; K_2HPO_4 0,2; NaHCO_3 1,0; Na_2CO_3 1,0; y 1,0 ml/l de trazas de metales (Estrada-Vázquez *et al.*, 2001). Se operó continuamente con un tiempo de retención hidráulica de 5 días hasta alcanzar el TMF. El lixiviado del RE 1.1 se suplementó con más NaHCO_3 y Na_2CO_3 en forma intermitente para proveer alcalinidad y amortiguar el pH próximo a neutro.

El tiempo para alcanzar la TMF de los reactores iniciadores se estimó como el promedio de los tiempos requeridos para que los cuatro parámetros básicos de seguimiento alcanzaran los valores de alfa <1 (Poggi-Varaldo y Oleszkiewicz, 1992), ácidos orgánicos volátiles (AOV) $\leq 1500\text{mg/l}$ de ácido acético (HAc), remo-

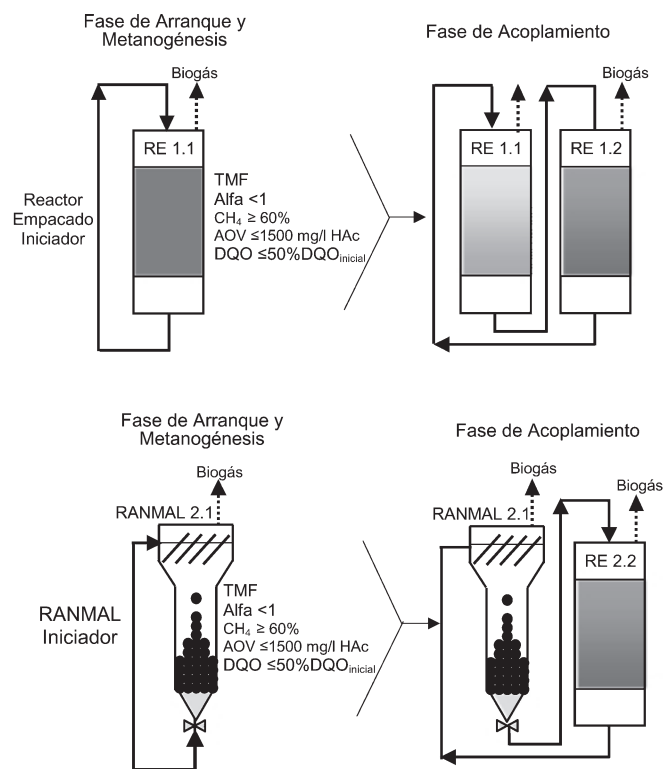


Figura 1. Esquema de los reactores a escala de laboratorio. a: Reactores empacados acoplados, sistema 1. b: Reactor anaerobio de manto de lodos acoplado a reactor empacado, sistema 2.

ción de demanda química de O_2 (DQO) $\leq 50\%$, y contenido de metano en biogás $\geq 60\%$ (Poggi-Varaldo *et al.*, 1997 b).

Fase de acoplamiento

En el sistema 1 (RE-RE), la fase de acoplamiento comenzó cuando el RE 1.1 en metanogénesis franca se interconectó (acopló) con el RE 1.2 fresco para recircular los lixiviados. El acoplamiento del sistema 2 RANMAL-RE, se realizó mediante una etapa de aclimatación del RANMAL 2.1 al lixiviado del RE 2.2. Dicha aclimatación consistió en alimentar al RANMAL con una combinación de ARS más un porcentaje creciente del lixiviado del RE 2.2 hasta llegar a alimentar 100%. Los lixiviados de los RE 1.2 y 2.2 se suplementaron en forma intermitente con más NaHCO_3 y Na_2CO_3 , para proveer alcalinidad y amortiguar el pH cercano a neutro, toda vez que el pH cayó por debajo de 6,0.

La tasa de irrigación sobre los lechos de RE 1.1, RE 2.1 y RE 2.2 fue de $34,5\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$. Tanto en la etapa de arranque y metanogénesis como en la de acoplamiento, se realizó el seguimiento y análisis de alfa, pH, DQO y AOV de las corrientes líquidas, así como de la producción de biogás y metano generado por los reactores.

TABLA I
DESEMPEÑO DEL REACTOR ANAEROBIO DE MANTO DE LODOS INICIADOR DEL SISTEMA 2 EN TRES SUBPERÍODOS*

Parámetro	Promedio ± DE
TRH (día)	6,0 / 5,0 / 4,0
B _v (kg DQO/m ³ -d)	1,61 ±0,16 / 2,34 ±0,24 / 2,94 ±0,29
Alfa	0,32 ±0,12 / 0,24 ±0,09 / 0,18 ±0,03
E DQO (%)	81,7 ±1,1 / 92,8 ±0,5 / 94,3 ±0,4
pH	7,13 ±0,10
SSV lecho reactor (g/l)	10,0 ±1,6
ΣVbg (l)	372,4 ±8,3
Y (l CH ₄ / grDQO _{removidos})	0,35±0,02

* Antes del acoplamiento.

TRH: tiempo de retención hidráulica, B_v: carga orgánica, E DQO: eficiencia de remoción de materia orgánica en términos de demanda química de oxígeno (DQO), SSV: sólidos suspendidos volátiles dentro del lecho, Vbg: volumen de biogás acumulado, Y: rendimiento de metano (DQO removida).

TABLA II
DESEMPEÑO DE LOS REACTORES INICIADORES Y ACOPLADOS DE ESTE ESTUDIO

Parámetro	Sistema 1		Sistema 2	
	RE1.1	RE1.2	RANMAL 2.1	RE 2.2
Tiempo de metanogénesis franca (días)	118 ±13	29 ±11	34 ±5	22 ±7
Eficiencia de remoción de sólidos volátiles (%)	86,53 ±1,13	85,95 ±1,80	90,00 ±1,15*	88,75 ±0,98
Eficiencia de remoción de celulosa (%)	80,09 ±1,70	80,88 ±1,42	NA	82,61 ±1,60
Eficiencia de remoción de hemicelulosa (%)	89,91 ±1,30	80,75 ±1,34	NA	73,39 ±1,41
Eficiencia de remoción de sólidos totales (%)	80,97 ±1,40	80,78 ±0,97	NA	86,33 ±1,12
Biogás acumulado (l)	263,0	199,8	372,4	183,8
Metano acumulado (l)	184,3	141,5	310,2	131,8
Y' (l CH ₄ /g SV introducidos)	0,129	0,109	NA	0,115
Y (l CH ₄ /g SV reducidos)	0,150	0,127	NA	0,130

RE 1.1: reactor iniciador empacado de fracción orgánica de residuos sólidos urbanos (FORSU), RE 1.2: reactor acoplado empacado de FORSU, RANMAL 2.1: reactor anaerobio de manto de lodos iniciador, RE 2.2: reactor acoplado empacado de FORSU, NA: no aplica; Y': Seudorrendimiento de metano (SV introducidos); Y: rendimiento verdadero de metano (SV reducidos).

* Eficiencia de remoción de demanda química de oxígeno en el RANMAL.

Los porcentajes de eficiencia de remoción de sólidos totales, volátiles, celulosa, y hemicelulosa en los reactores empacados de cada sistema fueron calculados a partir de balances de masa global.

Preparación y caracterización de la FORSU

La fracción orgánica de residuos sólidos urbanos (FORSU) empleada tiene el 67% en peso de residuos de comida y el 33% de residuos de papel y cartón del Centro de Investigación en Materiales Avanzados (CIMAV), pesos como vienen (en húmedo). Los componentes de la FORSU se cortaron en pie-

zas de 2-3cm y se mezclaron manualmente por cuarteo (EPA, 2002). El contenido de SV de la FORSU fue 79,50% (base ST o seca); 12,63% de lignina; 16,69% de celulosa y 4,32% de hemicelulosa.

Análisis

Los reactores iniciadores y acoplados fueron monitoreados realizando mediciones del potencial de hidrógeno (pH), temperatura, ácidos orgánicos volátiles (AOV) por titulación y demanda química de O₂ soluble (DQO) en las corrientes líquidas. Dichos parámetros fueron determinados de acuerdo a los procedimientos de APHA (1992). La producción de biogás se midió por el

método de desplazamiento de solución salina y la composición de biogás fue determinada cromatográficamente según Poggi-Varaldo *et al.* (1997b). Para cromatografía, las muestras de AOV fueron preparadas por acidulación y centrifugación, y analizadas en el equipo Perkin Elmer Autosystem XL con detector de ionización de flama (FID) empleando la Columna capilar SPB1 (60m x 53µm de diámetro). La alcalinidad intermedia, parcial y total y el coeficiente alfa se determinaron según Poggi-Varaldo y Oleszkiewicz (1992). Los análisis de sólidos totales (ST) y sólidos volátiles (SV) en la FORSU y materiales digeridos se determinaron de acuerdo a APHA (1992). La celulosa, hemicelulosa y lignina se determinaron conforme a Goering y Van Soest (1970).

Resultados y Discusión

Fase de arranque y metanogénesis

Según se muestra en Tabla II, este estudio señala que el TMF del RE 1.1 fue 118 días (características del lixiviado: pH 7,05; alfa 0,35; AOV 1405mg/l HAc; DQO del lixiviado recirculado 3080mg/l; y porcentaje de metano en biogás de 62,02%), mientras para el RANMAL 2.1 el tiempo de metanogénesis franca fue significativamente menor, 34 días (características del efluente recirculado: pH 7,13; alfa 0,36; AOV 1289mg/l HAc y DQO 2280mg/l; y porcentaje de metano 60,40% en biogás). Los resultados indican que el sistema 2 permite acoplar el RE 2.2 de trabajo más rápidamente al reactor iniciador metanogénico, con un ahorro de tiempo del 70% tomando como base el tiempo más largo.

Reactor iniciador anaerobio de mantos de lodos. El desempeño dinámico del reactor iniciador anaerobio de manto de lodos del sistema 2, se muestra en la Figura 2, donde se indica que el TMF fue de 34 días. En la Tabla I se presenta el desempeño promedio, antes del acoplamiento, del reactor anaerobio de manto de lodos, conformado por 3 subperíodos en los que se acelera progresivamente el proceso. Cabe aclarar que el RANMAL 2.1 se operó en recirculación después de haber alcanzado su TMF, hasta el día 118, ante la decisión práctica de esperar al sistema mas lento para realizar el acoplamiento de ambos sistemas.

Los lodos del RANMAL no granularon en todo el periodo de operación del reactor. Colleran y Pender (2002) tratando melazas diluidas de azúcar de remolacha (B_v = 6kg DQO/m³-día, mesofílico) y Franco *et al.* (2002) tratando un agua re-

COMPARACIÓN DE PARÁMETROS SELECTOS DE DESEMPEÑO DE REACTORES EMPACADOS ACOPLADOS EN SISTEMAS DE DOS REACTORES ACOPLADOS

Sistema	Observaciones	TMF (días)	%SV removidos	Y'	Ref
RE único	Escala piloto, reactor empacado con RSU de diferentes partes de Belo Horizonte-Brasil, más lixiviado de relleno sanitario pero sin recirculación y sin inóculo	205	NR	NR	1
RE único	Escala piloto, reactor empacado con RSU de diferentes partes de Belo Horizonte-Brasil y recirculación de lixiviado de relleno sanitario convencional, sin inóculo	150	NR	NR	1
RE-RE	Escala piloto, secuencia de dos digestores un RE de residuos estabilizados acoplado a RE de residuos sólidos municipales fresco (papel, cartón, plástico, residuos de jardín). Inóculo anaerobio de digestor mesofílico y lodos primarios. 55 ±1°C	27	40	0,190	2
RE-RE	Escala piloto, RE estabilizado acoplado RE de residuo fresco. Residuos sólidos municipales sin clasificar. Inóculo (4% de la materia seca) proveniente de digestor anaerobio. 38 ±1°C	25	67,4	0,180	3
FIBAN-RE	Escala de laboratorio, sistema bifásico fermentación acidogénica de FORSU (frutas, vegetales, papel, plástico, textil) seguido de reactor metanogénico, inóculo lodo digerido. 25 ±1°C	213	54	0,170	4
RANMAL-RE	Escala piloto, reactor empacado con RSU de diferentes partes de Belo Horizonte-Brasil, con recirculación de lixiviado tratado y enriquecido con inóculo proveniente de un RANMAL	111	NR	NR	1
MUSTAC	Escala piloto, combina sistema batch de secuencia y digestión. 5 reactores de cama de sólidos (granos, vegetales, residuos carne) con inóculo 5% rumen, para hidrólisis, acidificación, estabilización, postratamiento, y un RANMAL para obtener metano. Los RE no llegan al TMF. 37± 1°C	>8	84,9	0,270	5
HASL	Escala de laboratorio, sistema híbrido de dos fases sólida y líquida, un reactor con residuos sólidos (frutas, vegetales, cáscara de huevo, tallarines) con inóculo de 46% de lodo, para acidificación conectado a un reactor metanogénico (RANMAL). Los RE no llegan al TMF. 35± 1°C	>12	60	0,250	6
RE-RE	Escala de laboratorio, sistema de reactores empacados con FORSU (papel, cartón y residuos de comida) y acoplados, RE 1.1 iniciador y RE 1.2 el acoplado nuevo. Inóculo no anaerobio (estiércol vaca, cerdo y suelo) en RE 1.2 de 5%. 35± 2°C	29	85,95	0,109	7
RANMAL-RE	Escala de laboratorio, Sistema combinado reactor de fase líquida iniciador acoplado al reactor empacado con FORSU nuevo. Inóculo no anaerobio (estiércol vaca, cerdo y suelo) en RE 2.2 de 5%. 35± 1°C	22	88,75	0,115	7

FORSU: fracción orgánica de residuos sólidos, NR: no registrado, RANMAL: reactor anaerobio de manto de lodos, RE: reactor empacado de FORSU, RE 1.1: reactor iniciador empacado de FORSU - sistema 1, RE 1.2: reactor acoplado empacado de FORSU - sistema 1, RE 2.2: reactor acoplado empacado de FORSU - sistema 2, RSU: residuos sólidos urbanos, SV: sólidos volátiles, TMF: tiempo para alcanzar la metanogénesis franca, Y':seudorrendimiento metano en $1 \text{ CH}_4/\text{g-SV}_{\text{introducidos}}$.

Referencias: 1 Libânio *et al.* (2002); 2 Chynoweth *et al.* (1992); 3 Chugh *et al.* (1999); 4 Viéitez *et al.* (1999); 5 Han *et al.* (2002); 6 Hai-Lou *et al.* (2002); 7 este estudio.

sidual sintética de glucosa ($B_v = 20\text{kg DQO}/\text{m}^3\text{-día}$, mesofílico), encontraron que los tiempos de arranque (TMF) en los RANMAL fueron de 37 y 38 días, respectivamente, similares al TMF alcanzado en nuestro RANMAL 2.1 iniciador. La comparación es favorable a nuestro RANMAL, dado que Franco *et al.* (2002) inocularon con lodos metanogénicos floculentos de otro RANMAL (en proporción 41,30% v/v) mientras que en nuestro caso se utilizó una

mezcla de inóculos no anaerobios. Sin embargo, en la literatura se registran valores superiores de TMF a los encontrados en este estudio, como lo son el de Paulo *et al.* (2002), quienes reportan un TMF mayor a 50 días de un RANMAL termofílico a escala de laboratorio utilizando como fuente de carbono orgánico un afluyente metanólico ($B_v = 28\text{kg DQO}/\text{m}^3\text{-día}$), y el de Del Nery *et al.* (2001) quienes encontraron un TMF de 141 días en un RANMAL a escala co-

mercial ($B_v = 2,11\text{kg DQO}/\text{m}^3\text{-día}$, inóculo metanogénico de lodos de un digestor) empleado para tratamiento de agua residual de un matadero de aves. Puede verse que el TMF del RANMAL iniciador en el presente estudio coincide con los tiempos correspondientes reportados para el arranque de reactores anaerobios de lecho fluidizado que se arrancaron con inóculos no anaerobios (Poggi-Varaldo y Rinderknecht-Seijas, 1996).

Reactor empacado iniciador.

En la Figura 3 se muestra el desempeño dinámico del reactor empacado iniciador (RE 1.1) del sistema 1. El TMF en el RE 1.1 iniciador del sistema 1 fue 118 días, valor similar al obtenido por Chugh *et al.* (1999) en el reactor iniciador, de 120 días; debido probablemente a que tanto el RE 1.1 como el RE iniciador de estos autores

Libañio *et al.* (2002) hallaron valores superiores a 150 días en un RE iniciador con recirculación de lixiviado y 205 días en el RE iniciador sin recirculación (Tabla III). Los valores relativamente mayores de TMF de los sistemas de Libañio *et al.* (2002) pudieran deberse a que trabajaron con residuos sólidos urbanos poco refinados y sin inóculo inicial en el reactor empacado.

la FORSU, el RE 2.2 fue ligeramente superior al RE 1.2.

Los TMF de 29 y 22 días en los reactores acoplados RE 1.2 y RE 2.2, respectivamente, resultaron significativamente más cortos (Tabla III) que los encontrados en los reactores acoplados del sistema Filtro Anaerobio-RE de 213 días (Viéitez *et al.*, 1999) y RAN-MAL-RE de 111 días (Libañio *et al.*, 2002); debido probablemente a que en el primer caso la temperatura de trabajo fue 25°C y en el segundo caso, como se mencionó, los residuos cargados al reac-

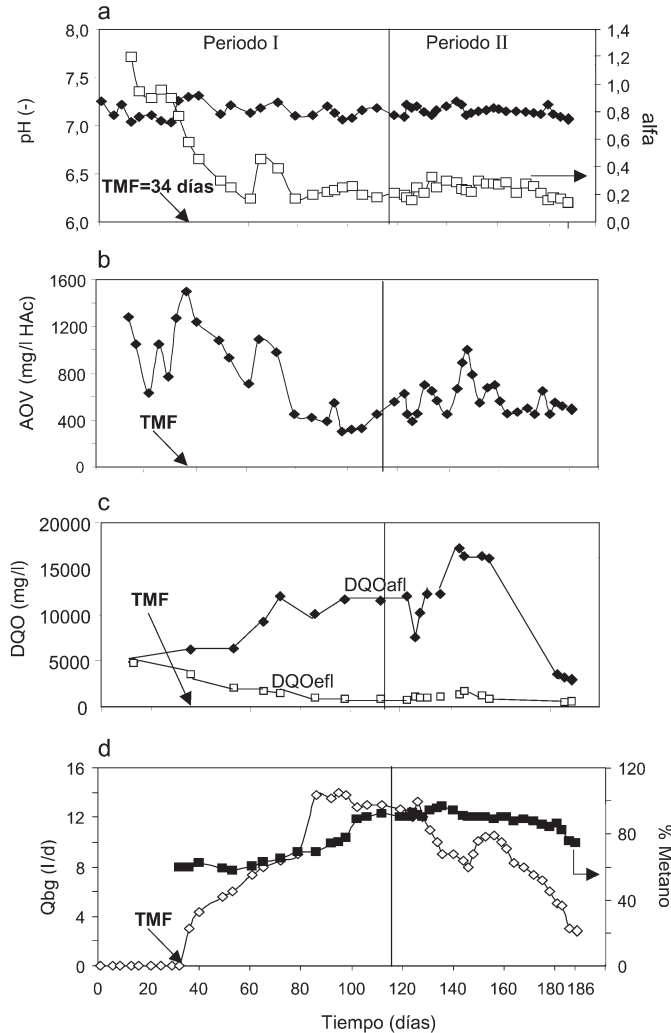


Figura 2. Desempeño de la digestión del reactor de manto de lodos iniciador en el sistema 2. Período I: arranque y metanogénesis, más un lapso de operación (días 34 a 118) en espera a que el reactor iniciador 1.1 alcanzara su TMF correspondiente y así simplificar las actividades de muestreo y análisis. Período II: acoplamiento con reactor empacado, que se pudo haber hecho a los 34 días. a: pH y alfa del efluente; b: ácidos orgánicos volátiles del efluente; c: demanda química de oxígeno del efluente; d: caudal de biogás y porcentaje de metano.

recircularon continuamente el lixiviado sobre el lecho de residuos sólidos a temperatura mesofílica y que, además, inocularon los RE para acelerar la fase iniciadora. En el caso de Chugh *et al.* (1999) el inóculo fue masivo (50% p/p lodos/basura) y fueron lodos metanogénicos de un digestor anaerobio.

Fase de Acoplamiento

En la Tabla II se muestra el desempeño de los reactores iniciadores y acoplados de este estudio, y en las Figuras 4 y 5 se ilustra el comportamiento dinámico de los reactores acoplados. En términos de remoción de materia orgánica de

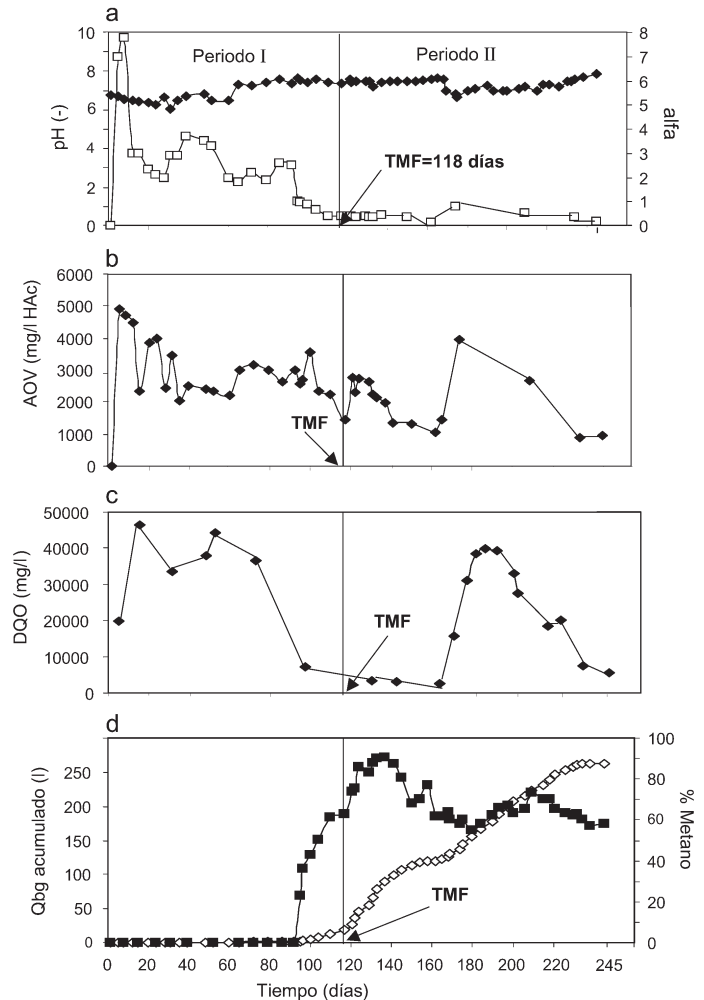


Figura 3. Desempeño del reactor empacado iniciador en el sistema 1. Período I: arranque y metanogénesis. Período II: acoplamiento con reactor empacado. El acoplamiento se realizó a los 118 días. a: pH y alfa del lixiviado; b: ácidos orgánicos volátiles del lixiviado; c: demanda química de oxígeno del lixiviado; d: caudal de biogás y porcentaje de metano.

tor fueron menos refinados que la FORSU aquí utilizada.

Los TMF en los reactores acoplados RE 1.2 y RE 2.2 fueron similares a la primera generación de RE acoplados trabajados por Chugh *et al.* (1999), de 35 días. La rapidez del establecimiento de condiciones me-

tanogénicas en el reactor iniciador de estos autores pudiera deberse a la utilización de inóculo metanogénico en cantidades masivas. Por otro lado Chynoweth *et al.* (1992) encontraron, en el reactor acoplado de su sistema denominado SEBAC, TMF de 21 días con un residuo mayoritariamente celulósico y de 42 días para un sistema con residuos industriales poco refinados, en operación termofílica. Los tiempos registrados en los presentes experimentos para los RE 1.2 y 2.2, se comparan favorablemente, sobre todo

taron que en arranques de digestores anaerobios en sustrato sólido con inóculos no anaerobios, los digestores termofílicos alcanzaban la metanogénesis franca significativamente más rápido que los digestores mesofílicos, hallándose que los reactores podían alcanzar la metanogénesis franca a 8-10 días de su inoculación usando inóculos no anaerobios de excreta vacuna, suelo cribado y lodos activados en partes iguales. Contra lo esperado, también encontraron que en régimen termofílico el TMF era significativamente me-

Desempeño en la fase de acoplamiento

El desempeño de los reactores acoplados, en términos de remoción, fue ligeramente superior para el RE 2.2, comparado con el RE 1.2, como se comentó anteriormente (Tabla II). El desempeño de RE 2.2 se presenta en la Figura 4, y el de RE 2.1 en la Figura 5. Como puede apreciarse en la Tabla III, Chugh *et al.* (1999) y Chynoweth *et al.* (1992) obtuvieron remociones de SV, en el RE acoplado, de 67,4 y 40%, respectivamente, valores inferiores a los hallados

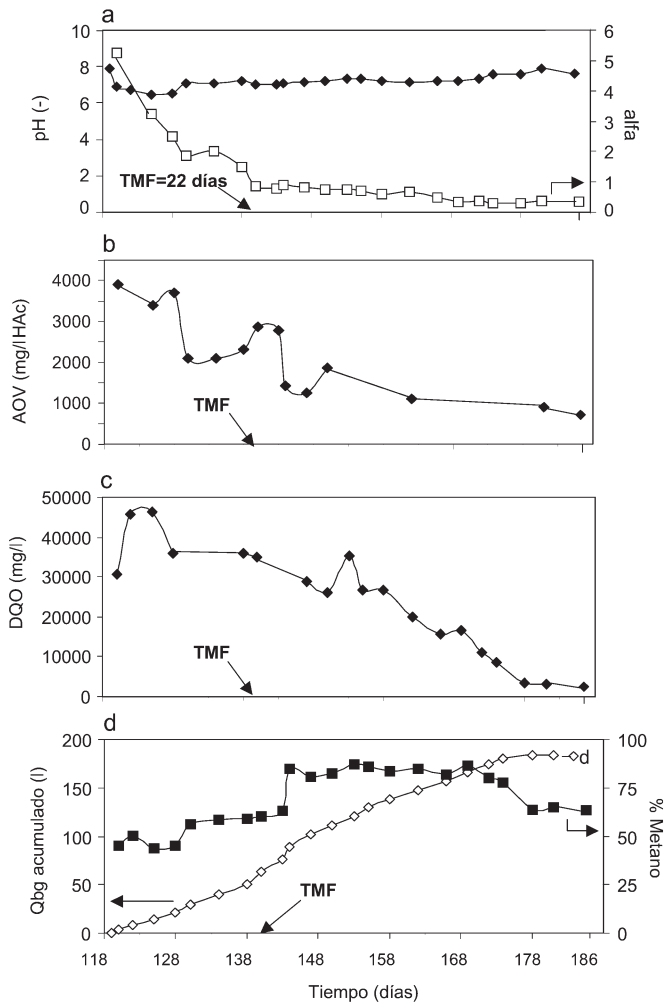


Figura 4. Desempeño del reactor empacado acoplado al reactor anaerobio de manto de lodos en el sistema 2. a: pH y alfa del efluente; b: ácidos orgánicos volátiles del efluente; c: demanda química de oxígeno del efluente; d: caudal de biogás y porcentaje de metano.

si se tiene en cuenta que los reactores operaron en mesofilia, donde las cinéticas bioquímicas son sensiblemente más lentas. Más aún, sería de esperarse que los TMF de los reactores utilizados fueran más largos que los correspondientes a SEBAC, puesto que Poggi-Varaldo *et al.* (1997 b, c) repor-

nor que para el régimen mesofílico, para todos los inóculos utilizados. Sin embargo, utilizaron 98% p/p de inóculo para el arranque, comparado con tan solo 5% p/p en el presente RE con FORSU. Esta diferencia podría explicar los TMF más largos obtenidos en el sistema RE-RE respecto a DASS.

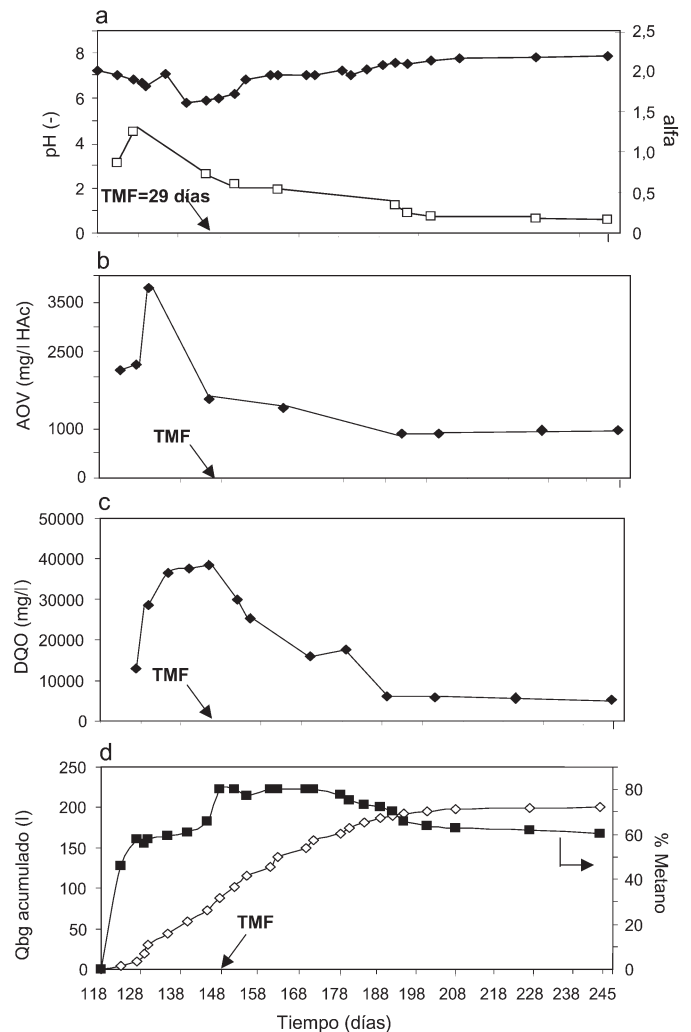


Figura 5. Desempeño del reactor empacado acoplado del sistema 1. a: pH y alfa del efluente; b: ácidos orgánicos volátiles del efluente; c: demanda química de oxígeno del efluente; d: caudal de biogás y porcentaje de metano.

en el RE 1.2 y el RE 2.2 del presente trabajo, lo que podría ser debido a que los residuos utilizados por ellos fueron menos refinados que nuestra FORSU.

El sistema 1 RE-RE, registró una producción total de biogás de 462,8l; el metano total generado fue de 325,8l y el seudorrendimiento Y' de RE

1.2 fue de 0,1091 CH₄/g-SV^{introducidos}, valor menor a los registrados en el SEBAC desarrollados por Chynoweth *et al.* (1992) y por (Chugh *et al.* 1999) con Y' de 0,190 y 0,1801 CH₄/g-SV^{introducidos}, respectivamente. Para el sistema 2 RANMAL-RE la producción de biogás total fue de 556,2l; metano total de 442,0l y Y' del RE 2.2 de 0,1151 CH₄/g-SV^{introducidos}, ligeramente inferior a un sistema similar denominado MUSTAC (Han *et al.*, 2002) de 0,2701 CH₄/g-SV^{introducidos} y al sistema denominado HASL (Hai-Lou *et al.*, 2002) de 0,2501 CH₄/g-SV^{introducidos}.

Conclusiones

- Ambos sistemas anaerobios acoplados son atractivos para la degradación de la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos.

- El sistema RANMAL-RE en el primer arranque es más rápido y remueve mayor porcentaje de sólidos volátiles que el sistema RE-RE.

- En los reactores iniciadores, el TMF fue 34 días en el RANMAL, mientras que en el RE fue 118 días, lo que equivale a un factor de 3,5 veces más rápido.

- El tiempo de metanogénesis franca en el RE 1.1 iniciador, de 118 días, estuvo en el lado bajo de la gama de TMF de sistemas similares reportados en la literatura (120-250 días). Los reactores empacados de FORSU fresco que se acoplan a los reactores metanogénicos, alcanzan su inicio de metanogénesis en tiempos más cortos y con valores cercanos entre ellos, el RE 1.2 de 29 días y el RE 2.2 de 22 días.

- El desempeño obtenido en la remoción de sólidos volátiles yseudorrendimiento de metano fue relativamente mayor en el sistema 2 que en el sistema 1 (88,75% SV y 0,1151 CH₄/g-SV^{introducidos} vs. 85,95% SV y 0,1091 CH₄/g-SV^{introducidos}). Los porcentajes de remoción de SV tanto en el RE 1.2 como en el RE 2.2 fueron mayores al 80%, encontrándose en el lado superior de la gama de eficiencias registrada en la literatura para sistemas similares.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a Federico Stockton, Ernesto Arias, Virginia Collins y Vinicio Torres (CIMAV) por los análisis cromatográficos, a Rafael Hernández-Vera María Teresa-Sánchez (Depto. de Biotecnología y Bioingeniería, CINVESTAV-IPN) por el arranque de reactores y técnicas de ácidos orgánicos volátiles, y análisis proximal; y reconocen

el apoyo financiero (beca y viajes de asesoría) del CIMAV, el préstamo de materiales y equipos por los Deptos. de Catálisis y Ciencia e Ingeniería Ambiental, CIMAV, y el laboratorio Pasteur (Layla Muñoz) de la Universidad Autónoma de Chihuahua. La empresa Stat/Ease donó la licencia del paquete Design/Expert que fue utilizado para el análisis de resultados.

REFERENCIAS

APHA (1992) *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 18th ed. American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA), Water Environment Federation (WEF). Washington DC, EEUU. 1085 pp.

Cecchi F, Battistoni P, Pavan P, Fava G, Mata-Álvarez J (1994) Anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste and biological nutrient removal processes. *Wat. Sci. Technol.* 30: 65-72.

Chugh S, Chynoweth DP, Clarke W, Pullamannappallil P, Rudolph V (1999) Degradation of unsorted municipal solid waste by a leach-bed process. *Biosource Technol.* 69: 103-115.

Chynoweth DP, Owens J, O'Keefe D, Earle JFK, Bosch G, Legrand R (1992) Sequential batch anaerobic composting of the organic fraction of municipal solid waste. *Wat. Sci. Technol.* 25: 327-339.

Colleran E, Pender S (2002) Mesophilic and thermophilic anaerobic digestion of sulphate-containing wastewaters. *Wat. Sci. Technol.* 25: 327-339.

Del Nery V, Damianovic MHZ, Barros F (2001) The use of upflow anaerobic sludge blanket reactors in the treatment of poultry slaughterhouse wastewater. *Wat. Sci. Technol.* 25: 327-339.

EPA (2002) Characterization of Municipal Solid Waste (MSW) in the United State of America. http://www.epa.gov/students/municipal_solid_waste_factbook.htm

Estrada-Vázquez C, Macarie H, Kato MT, Rodríguez-Vázquez R, Poggi-Varaldo HM (2001) Resistencia a la exposición al oxígeno de lodos anaerobios suspendidos. *Interciencia.* 26: 547-553.

Franco A, Gresia G, Roca E, Rozzi A, Lema M (2002) Influence of pulsation on start-up of UASB reactors. *Wat. Sci. Technol.* 45: 163-168.

Goering HK, Van Soest PJ (1970) *Forage fibre analyses*. Agricultural Handbook N°379. ARS, USDA. EEUU. pp. 23-61.

Hai-Lou X, Jing-Yuan W, Joo-Hwa T (2002) A hybrid anaerobic solid-liquid bioreactor for food waste digestion. *BioTechnol. Letters* 24: 757-761.

Hall S, Hawkes D, Hawkes RF, Thomas A (1985) Mesophilic anaerobic digestion of high solids cattle waste in a packed bed digester. *J. Agric. Eng. Res.* 32: 153-162.

Han SK, Shin SH, Song YC, Lee CY, Kim SH (2002) Novel anaerobic process for the recovery of methane and compost from food waste. *Water Sci. Technol.* 45: 313-319.

Kayhanian M, Tcobanoglous G (1993) Innovative two-stage processes for the recovery of en-

ergy and compost from the organic fraction of municipal solid waste. *Water Sci. Technol.* 27: 133-142.

Libânio PAC, Costa BMP, Cintra IS, Chernicharo CAI (2002) Avaliação da partida de um sistema integrado de tratamento de resíduos sólidos urbanos e de chorume. *VII Taller Simposio Latinoamericano sobre Digestión Anaerobia*. Vol. I. Pp. 413-420.

Paulo P, Jiang B, Roest K, Van Lier J, Lettinga G (2002) Start-up of a thermophilic methanol-fed UASB reactor: change in sludge characteristics. *Water Sci. Technol.* 45: 145-150.

Poggi-Varaldo HM, Oleszkiewicz JA (1992) Anaerobic co-composting of municipal solid waste and waste sludge at high total solid levels. *Environ. Technol.* 13: 409-421.

Poggi-Varaldo HM, Rinderknecht-Seijas N (1996) Anaerobic wastewater treatment, experiences in Mexico with industrial effluents. En Niemczynowicz J (Ed.) *Integrated Water Management in Urban Areas, Searching for New, Realistic Approaches with respect to the Developing World*. Transtec Publications. Winterthur, Suiza. pp.357-373.

Poggi-Varaldo HM, Valdés L, Fernández-Villagómez G, Esparza-García F (1997a) Solid substrate anaerobic co-digestion of paper mill sludge, biosolids, and municipal solid waste. *Water Sci. Technol.* 35: 197-204.

Poggi-Varaldo HM, Rodríguez-Vázquez R, Fernández-Villagómez G, Esparza-García F (1997b) Inhibition of mesophilic solid substrate anaerobic digestion by ammonia nitrogen. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 47: 284-291.

Poggi-Varaldo HM, Esparza-García F, Castellanos-Molina R, Fernández-Villagómez G, Caffarel-Méndez S (1997c) Exploring start-up strategies for solid substrate anaerobic digestion using non-anaerobic inocula. En *Reuse, Recycling and Re-integration*. R97. EMPA, St. Gallen, Suiza. Vol 4. pp. 31-35.

Poggi-Varaldo HM, Trejo-Espino J, Fernández-Villagómez G, Esparza-García F, Caffarel-Méndez S, Rinderknecht-Seijas N (1999) Quality of anaerobic compost for soil amendment. *Water Sci. Technol.* 40: 179-186.

Poggi-Varaldo HM, Trejo-Espino JL, Gómez-Cisneros E, Rinderknecht-Seijas N (2001) Post-treatment of organic materials from the solid substrate anaerobic digestion of waste sludge, municipal and industrial solid wastes. En van Velsen A, Verstraete W (Eds.) *Proceedings of the 9th IWA World Congress on Anaerobic Digestion*. Part 1. Amberes, Bélgica. pp 665-672.

Poggi-Varaldo HM, Valdés L, Gómez-Cisneros E, Rodríguez-Vázquez R, Trejo-Espino JL, Rinderknecht-Seijas N (2002) Unsuitability of anaerobic compost from solid substrate anaerobic digestion as a soil amendment. En Insam H, Riddech N, Klammer S (Eds.) *Microbiology of composting*. Springer. Heidelberg, Alemania. pp.155-164.

SEMARNAT (2003) Disposición final de residuos sólidos urbanos en México. <http://www.semarnat.gob.mx/slp/mexicolimpio.shtml>

Silvey P, Pullamannappallil P, Blackall L, Nichols P (2000) Microbial ecology of the leach bed anaerobic digestion of unsorted municipal solid waste. *Water Sci. Technol.* 41: 9-16.

Viéitez ER, Mosquera J, Ghosh S (1999) Kinetics of accelerated solid-state fermentation of organic-rich MSW. *Water Sci. Technol.* 41: 231-238.