

# El comportamiento de reactores anaerobios de residuos sólidos a través de ensayos microbiológicos

Matilde López Torres, Pilar M. Villa Gómez\* y Rigoberto Escobedo.

Centro Nacional de Investigaciones Científicas, Departamento de Estudios sobre Contaminación Ambiental, Avenida 25 y 158, Playa. \*Instituto Cubano de Investigaciones de los Derivados de la Caña de Azúcar, Ciudad de La Habana, Cuba.

Recibido: 29 de octubre de 2002. Aceptado: 17 de diciembre de 2002.

Palabras clave: residuos sólidos; tratamiento, digestión anaerobia, microbiología, pretratamiento químico, pretratamiento físico.  
Key words: solid waste, treatment, anaerobic digestion, microbiology, chemical pretreatment, physical pretreatment.

**RESUMEN.** En el presente trabajo se estudia el comportamiento de reactores anaerobios, discutido sobre la base de los aspectos microbiológicos en residuos sólidos. El trabajo fue realizado teniendo en cuenta dos aspectos fundamentales: el comportamiento de diferentes grupos tróficos representativos del proceso: glucolítico, sulfato reductor y metanogénico y la potencialidad, medida sobre la base de la actividad metanogénica específica. Los resultados demostraron que el pretratamiento químico le proporciona a la digestión posterior el mejor sustrato a biodegradar. La alternativa del pretratamiento térmico del residuo debe ser evitada si el tratamiento posterior es un proceso de digestión con tiempos de retención hidráulica de 10 d. Se corroboró que la disminución del número de microorganismos en el digestor térmico es consecuencia de las limitaciones en la difusión interna, a través de la capa de microorganismos que conforman la biomasa. La fuerte correlación encontrada entre la actividad metanogénica específica y el conteo de los microorganismos a través de la técnica del número más probable, puede ser explicada a través del modelo  $\text{Log NMP} = 36,1878 \text{ AME}$ , donde NMP es el número más probable de microorganismos y AME la actividad metanogénica específica.

**ABSTRACT.** The behavior of anaerobic reactors on the basis of microbiological aspects in solid waste was studied. For these purposes, both the behavior of various representative trophic groups of the process: glucolytic, sulfate reducing, methanogenic and the potentiality as specific methanogenic activity were considered. The results show that chemical pretreatment, followed by later digestion provides the best substrate for biodegradation. Alternative thermal pretreatment of solid waste should be avoided if the later treatment were a digestion process of 10 d hydraulic retention time. Moreover, the decrease of microorganism counts in the thermal digester seems to be a consequence of limitations in the internal diffusion through layers of microorganisms forming the biomass. The strong correlation found between the Specific Methanogenic Activity and microorganism counting through the Most Probable Number technique can be explained by the pattern:  $\text{Log MPN} = 36.1878 \text{ SMA}$ , where MPN is the most probable number of microorganisms and SMA the specific methanogenic activity.

## INTRODUCCION

Dentro de los residuos sólidos de mayor disponibilidad en Cuba se encuentra la cachaza, subproducto del proceso de fabricación de azúcar de caña, obtenido en la etapa de clarificación y filtración del jugo de caña.

La cachaza tiene un contenido elevado de materia orgánica, princi-

palmente, lignocelulósica, caracterizada por su relativa baja biodegradabilidad.

El tratamiento de los residuos sólidos puede llevarse a cabo de forma satisfactoria si se logra intensificar la etapa limitante en la anaerobiosis, que en este caso, resulta la etapa hidrolítica.<sup>1</sup> Una de las formas

para incrementar esta etapa ha sido el empleo de tratamientos previos, ya bien físicos, químicos o biológicos.<sup>2,3</sup>

El objetivo principal del presente trabajo fue estudiar la incidencia de los pretratamientos físicos y químicos sobre el comportamiento de la flora microbiana presente en los digestores anaerobios.

Teniendo en cuenta la complejidad del sistema biológico a estudiar, tanto desde el punto de vista del sustrato como del cultivo presente en él, una caracterización microbiológica basada en la cuantificación de grupos tróficos, así como sus correspondientes actividades específicas resulta una buena base para el conocimiento de los aspectos microbiológicos que lo rigen.

## MATERIALES Y METODOS

### Caracterización del residual

La tabla 1 muestra las características de la cachaza utilizada en las experiencias de laboratorio.

### Pretratamiento del residual

El pretratamiento térmico se llevó a cabo durante 3 h, en baños provistos de termostatos a 75 °C y en recipientes de 150 mL de capacidad, con agitación y en estrictas condiciones anaerobias.

El pretratamiento químico se realizó con la adición de  $\text{Ca(OH)}_2$  80 meq/L durante 6 h, a temperatura ambiente, en recipientes de 1 L, con agitación y en condiciones anaerobias.<sup>3</sup>

### Tratamiento del residuo

La digestión anaerobia se llevó a cabo en reactores de vidrio de 1 L,

**Tabla 1.** Caracterización de la cachaza utilizada en los experimentos.\*

Parámetro	g/L **	Desviación estándar	Coefficiente de variación
Demanda Química de Oxígeno Total	48,3	2,1	0,47
Demanda Química de Oxígeno Soluble	1,8	0,4	0,35
Sólidos Totales	82,8	2,0	0,26
Sólidos Totales Volátiles	67,8	13,0	0,26
Sólidos Totales Suspendidos	67,1	27,4	0,40
Sólidos Suspendidos Volátiles	52,2	17,9	0,34
Sólidos Disueltos Volátiles	6,2	0,1	0,02
Alcalinidad	1,7	0,8	0,15
Acidos Grasos Volátiles	3,4	1,3	0,43
pH	5,5	0,27	0,05

\* 1 g de cachaza: 11,2 mL de agua, equivale a 8 % de sólidos totales.

\*\* Excepto pH.

con tiempo de residencia hidráulico de 10 d y carga orgánica de 7,1 g STV/(L<sub>reactor</sub> · d). Se trabajó además, a temperatura controlada (30 °C) y con agitación magnética a 500 r/min. La fuente de inóculo fue un lodo procedente de un digestor anaerobio completamente mezclado a escala de laboratorio, el cual había operado con cachaza durante un año. Se utilizaron 250 mL de inóculo.

El biogás producido fue burbujeadado en dos columnas rellenas de una disolución de KOH 10 % con el objetivo de remover el CO<sub>2</sub>(g) generado. El metano remanente fue colectado por desplazamiento de la disolución y medido en probeta.

### Análisis microbiológicos

Se realizaron determinaciones de actividades hidrolítica, acidogénica y metanogénica. Para esto, se emplearon viales de 100 mL y se operó en régimen estático (sin agitación). El ensayo de actividad metanogénica específica (AME) se llevó a cabo utilizando una concentración de 2 g/L de ácido acético; 0,5 de propiónico y 0,5 de butírico. La concentración de sólidos suspendidos volátiles (SSV) en los viales fue de 3 g/L y la temperatura se mantuvo constante a 30 °C. En estos ensayos no se añadieron nutrientes para restringir el crecimiento microbiano durante el experimento y así evitar, una actividad superior a la real, según la metodología seguida por Soto y col.<sup>4</sup>

Para el cálculo de la AME se utilizó la expresión siguiente:

$$AME = \frac{\frac{dV_{CH_4}}{dt} \cdot 24}{FC \cdot V \cdot SSV} = \frac{g DQO_{CH_4}}{g SSV \cdot d}$$

donde:

FC Factor de conversión [(volumen de CH<sub>4</sub>(mL)/g DQO<sub>eliminado</sub>), medido en función de la temperatura del biogás y cuyo valor es de 405.

dV<sub>CH<sub>4</sub>}/dt Velocidad de producción de CH<sub>4</sub>. Valor de la pendiente en el período de tiempo que se observa la máxima velocidad (mL/h).</sub>

V Volumen efectivo de líquido en el vial (0,1 L).

Los materiales utilizados para la determinación de las actividades hidrolítica y acidogénica fueron los mismos que para la AME, solo que para el seguimiento del sustrato, los viales estaban provistos de un septum, a través del cual se reti-

raban las muestras para su análisis.

Para la actividad acidogénica se trabajó con 1 g SSV/L. Se utilizó como sustrato glucosa a 2 g/L. En el caso de la actividad hidrolítica, se trabajó con la misma concentración de sustrato, pero con sacarosa y una biomasa de 1 g/L de SSV.

El procedimiento operativo fue semejante al utilizado para la determinación de la AME excepto el tipo de sustrato a adicionar en cada caso como se explicó anteriormente y la adición ahora de medio alcalino como NaHCO<sub>3</sub> a 1 g/L.

La evaluación del lodo fue realizada en dos etapas dentro de la fase estacionaria de operación de los digestores.

Para la cuantificación de los grupos tróficos se siguió la técnica del Número Más Probable (NMP) según los Métodos Normalizadas<sup>5</sup> y se emplearon diferentes medios, en dependencia del grupo trófico (Tabla 2).

Los medios de cultivo fueron preparados en condiciones anaerobias y distribuidos luego en viales de penicilina de 10 mL de capacidad con burbujeo de una mezcla de N<sub>2</sub> y CO<sub>2</sub>. Estos fueron sellados con tapón de goma y retapa de aluminio y esterilizados en autoclave a 121 °C y 1 atm de presión durante 20 min.

Las diluciones se realizaron de forma seriada y se emplearon tres viales por cada una de ellas. La temperatura de incubación fue de

**Tabla 2.** Medios de cultivo empleados.

Componentes	Grupos tróficos		
	Metanogénico	Glucolítico	Sulfato reductor
K <sub>2</sub> HPO <sub>4</sub>	0,7 g		0,5 g
KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub>	0,45 g		
NH <sub>4</sub> Cl	1,0 g		1,0 g
MgCl <sub>2</sub> · 6H <sub>2</sub> O	0,82 g		
Mg SO <sub>4</sub> · 7H <sub>2</sub> O			2,0 g
CaCl <sub>2</sub> · 2H <sub>2</sub> O	0,05 g		0,1 g
NaCl	2,25 g		
Cisteína	0,3 g	0,5 g	2,0 g
Na <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>		0,25 g	1,0 g
FeCl <sub>3</sub> · 6H <sub>2</sub> O	-		0,5 g
Disolución de vitaminas	10,0 mL	10,0 mL	
Disolución de oligoelementos	6,0 mL	2,0 mL	
Acetato de sodio	1,0 g		
Extracto de levadura	-	2,0 g	1,0 g
Resazurina	-		0,001 g
Triptona		2,0 g	
Glucosa		2,0 g	

30 °C . Se realizaron observaciones al cabo de los 3, 5, 7 y 14 d .

Las determinaciones analíticas se realizaron siguiendo las recomendaciones de los métodos normalizados para aguas y aguas residuales.<sup>5</sup> La composición del biogás se midió por cromatografía gaseosa.

## RESULTADOS Y DISCUSION

Se observó que los lodos inoculados en cada uno de los digestores, presentaron una AME comparable con los valores reportados por Noyola<sup>6</sup> y Silveira<sup>7</sup> respectivamente (Tablas 3 y 4). Estos resultados demuestran que los inóculos son adecuados para la arrancada del proceso continuo de digestión anaerobia.

En las tres alternativas de tratamiento evaluadas en este trabajo (cachaza sin pretratar, pretrada químicamente y pretratada térmicamente) con tiempos de digestión de 10 d, se evaluó la influencia que pudiera tener el pretratamiento en el comportamiento de la actividad de los lodos anaerobios.

Para el digestor sin pretratar, se observó una fase de latencia prolongada durante todo el período que duró la primera alimentación, mientras que para los respectivos digestores pretratados comenzó a aparecer actividad al cabo de los 6 d de añadido el sustrato.

Con vistas a vencer la fase de latencia de los microorganismos, se realizó una segunda alimentación de sustrato, la cual produjo una rápida respuesta de los diferentes lodos. En esta etapa se midió la verdadera actividad de los lodos.

La mayor velocidad de producción de CH<sub>4</sub> correspondió al lodo pretratado químicamente, así como al que presentó la mayor AME. En orden decreciente de esta, le siguieron, el pretratado térmicamente y el de la cachaza sin pretratar. Los valores de AME fueron de 0,130; 0,231 y 0,178 g DQO/(g SSV · d), para los lodos sin pretratar, pretratado química y térmicamente, respectivamente. En todos los casos, se obtuvo una buena actividad de los lodos, superando el criterio de baja actividad reportado por Colleran<sup>8</sup> y Noyola<sup>9</sup> en digestores de este tipo de 0,1 g DQOCH<sub>4</sub>/(g SSV · d).

La mayor actividad obtenida en el lodo retenido en el digestor de cachaza hidrolizada químicamente, es consecuencia de la solubilización del material orgánico complejo, con lo que se manifiesta a su vez, la dificultad de los microorganismos anaerobios en metabolizar el residuo

**Tabla 3.** AME y actividad acidogénica de distintas fuentes de lodos empleadas en este estudio.

Actividad específica (gDQO/(g SSV · d))	Lodo		
	Cachaza	Químico	Térmico
Metanogénica*	0,024	0,096	0,047
Acidogénica	3,03	10,9	11,2

\*g DQO medidos como g DQO-CH<sub>4</sub>.

**Tabla 4.** Actividad metanogénica específica de diferentes lodos anaerobios.

Lodo	AME [g DQOCH <sub>4</sub> /(g SSV · d)]
Granular	0,8 - 1,5
Digestor anaerobio	0,02 - 0,2
Estiércol digerido	0,02 - 0,08
Lodo fosa séptica	0,01 - 0,07
Laguna anaerobia	0,03 - 0,1

**Tabla 5.** Cuantificación de grupos microbianos en los lodos objetos de estudio a los 30 d de operación de los digestores.

Grupos tróficos de microorganismos	Tipo de lodo en los digestores.		
	Cachaza	Químico (cél./mL)	Térmico
Glucolíticos	12 · 10 <sup>8</sup>	12 · 10 <sup>8</sup>	12 · 10 <sup>8</sup>
Sulfato-reductores	12 · 10 <sup>5</sup>	12 · 10 <sup>5</sup>	10 · 10 <sup>5</sup>
Metanogénicos	6 · 10 <sup>5</sup>	12 · 10 <sup>7</sup>	6 · 10 <sup>6</sup>

sin pretratar, limitando la velocidad de degradación, la etapa de hidrólisis del material orgánico complejo. Por otra parte, los valores de actividad acidogénica específica obtenidos para los lodos de estudio, cachaza, químico y térmico fueron de 30,01; 24,35 y 20,33 g DQO/g SSV, respectivamente. Estos valores son comparados con los obtenidos por Soto y col.,<sup>4</sup> quienes partieron de lodos procedentes de reactores que tratan residuos complejos de un proceso industrial y cuyas actividades alcanzaron valores de 16,5; 17,5 y 24,5 g DQO/(g SSV · d) en diferentes niveles del reactor.

Las actividades hidrolíticas determinadas en los lodos fueron de 7,68; 10,04 y 8,56 g DQO/(g SSV · d) correspondientes a la cachaza, al pretratado química y térmicamente, respectivamente.

El transcurso del proceso continuo de digestión permitió detectar la influencia que sobre el lodo ejerce el sustrato. Al cabo de los 40 d de operación estable de los digestores, la actividad de los lodos de cachaza y químico se mantuvo en 0,130 y

0,227 g DQO<sub>CH<sub>4</sub></sub>/(g SSV · d) respectivamente, observándose una tendencia a la disminución de la actividad del lodo térmico hacia 0,096 g DQO<sub>CH<sub>4</sub></sub>/(g SSV · d). Esta manifestación puede deberse a fenómenos de limitación en la transferencia de masa microorganismo-sustrato, sobre todo, la difusión interna a través de la capa de microorganismos que conforman el flóculo.

Estos resultados muestran la ventaja de la alternativa de pretratamiento químico, cuando el sistema opera en régimen continuo y sin afectación en la actividad del lodo.

Simultáneamente a los ensayos de actividad, se llevó a cabo la cuantificación de la biomasa a través del recuento de distintos grupos tróficos (Tabla 5).

El número de bacterias totales en los digestores se encontró en el orden de 10<sup>8</sup> cél./mL. Los resultados coinciden con los reportados por López<sup>10</sup> y Wheatley,<sup>11</sup> los cuales encontraron un máximo de población de bacterias no metanogénicas de 10<sup>8</sup> cél./mL y entre 10<sup>5</sup> y 10<sup>8</sup> cél./mL de bacterias metanogénicas.

El resultado de la solubilización térmica, al parecer favorable para el proceso de digestión, hizo descender al cabo de los 40 d de operación el número de microorganismos en el digestor (Tabla 6). Este efecto se atribuye fundamentalmente a las limitaciones en la transferencia de masa microorganismo-sustrato, sobre todo, la difusión interna a través de la capa de microorganismos que conforma el floculo, como se comentó con anterioridad. Esto trae aparejada la interferencia en la multiplicación de las células, viéndose este efecto marcado durante el tratamiento continuo del residuo, para períodos prolongados, durante la etapa estacionaria de operación del digestor.

El número de bacterias totales en los digestores cachaza (control) y químico se mantuvo en el orden de  $10^8$  cél./mL, mientras en el digestor térmico fue de  $10^3$  cél./mL.

La disminución del NMP en el digestor en el que se trataba residuo pretratado térmicamente puede deberse a la influencia que sobre el proceso de solubilización tiene el aumento de temperatura, lo que favorece el proceso de floculación de las partículas sólidas contribuyendo a su precipitación. En este caso la AME fue la menor de todos los reactores, debido al efecto anteriormente explicado.

Otra de las consecuencias relacionadas con este fenómeno pudiera ser debido a la presencia de bacterias sulfato-reductoras (BSR).

La escasa o nula existencia de sulfatos en el residuo de cachaza significa que la única alternativa de competencia entre ambas bacterias podría estar dada por la elevada afinidad de las bacterias sulfato-reductoras<sup>12</sup> por el  $H_2$ . No obstante, se puede afirmar que en estos sistemas, estas bacterias no inhiben el desarrollo de las metanogénicas. Esta hipótesis puede ser aceptada, ya que bajo las condiciones de estudio, se encontró una mayor población de bacterias metanogénicas en los lodos, situación que hace menos competente a las sulfobacterias por el  $H_2$  (Fig. 1).

Además, se pudo observar que no hubo inhibición de las bacterias metanogénicas por las condiciones de pretratamiento establecidas, teniendo en cuenta que se alcanzaron resultados muy parecidos cuando se usó indistintamente el medio sintético específico para el crecimiento de metanogénicas y cachaza (Fig. 2).

Este resultado corrobora la hipótesis antes planteada, con relación a

que el número de microorganismos en el digestor decrece fundamentalmente por limitaciones en la difusión interna a través de la capa de microorganismos que conforman el floculo. De este modo se descarta la posible toxicidad de los diferentes grupos por la presencia de productos intermediarios desnaturalizados.

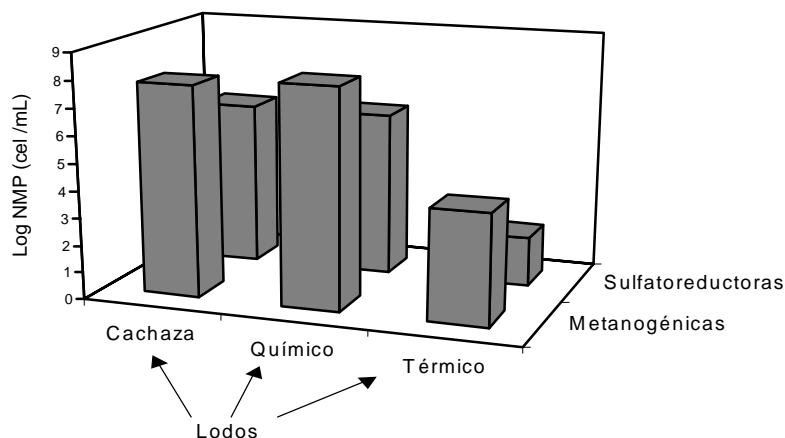
A partir de los resultados, se evaluó la relación entre la AME y el conteo de microorganismos empleando diferentes modelos alternativos (Tabla 7).

La relación entre ambos parámetros puede ser explicada a través de los modelos raíz cuadrada de X y lineal.

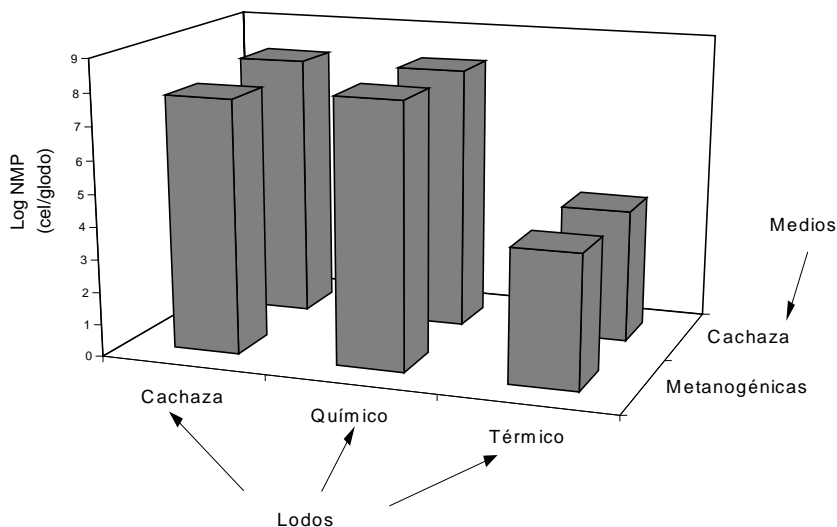
Se comprobó que existe una relación estadísticamente significativa entre las variables con un nivel de confianza del 95 %, en la que la variable seleccionada (AME), explica con más de un 96 % la variabilidad en el NMP, por lo se puede usar esta correlación para estimar la biomasa en estudios en digestores anaerobios. lo que está en correspondencia con lo planteado acerca de la

**Tabla 6.** Cuantificación de grupos microbianos en los lodos objetos de estudio a los 40 d de operación de los digestores.

Grupos tróficos de microorganismos	Tipo de lodo en los digestores.		
	Cachaza	Químico (cél./mL)	Térmico
Glucolíticos	$12 \cdot 10^8$	$12 \cdot 10^8$	$12 \cdot 10^3$
Sulfato-reductores	$12 \cdot 10^5$	$12 \cdot 10^5$	$7 \cdot 10^1$
Metanogénicos	$6 \cdot 10^5$	$12 \cdot 10^7$	$12 \cdot 10^3$



**Fig. 1.** Relación entre grupos de bacterias sulfato-reductoras y metanogénicas.



**Fig. 2.** Crecimiento de bacterias metanogénicas en medio sintético y cachaza.

**Tabla 7.** Relación entre AME y NMP a través de distintos modelos alternativos.

Modelo	Correlación (r)	Coefficiente de determinación (R <sup>2</sup> , %)
Raíz cuadrada de X	0,984 1	96,85
Lineal	0,980 6	96,16
Raíz cuadrada de Y	0,927 8	86,08
Exponencial	No se ajusta.	

utilidad de este ensayo como indicador de la calidad del lodo en los diferentes reactores.

Teniendo en cuenta que la medida de la actividad metanogénica es una consecuencia directa de la población microbiana metanogénica presente en un lodo, se consideró el modelo lineal como el que describe la relación entre el conteo de microorganismos metanogénicos y su actividad específica (Fig. 3). La expresión simplificada del modelo de acuerdo con el nivel de significación de los coeficientes es la siguiente:

$$\text{Log NMP} = 36,187 8 \text{ AME}$$

Estos resultados permiten a su vez, contar con una herramienta para la estimación de la biomasa en estudios cinéticos, siendo precisamente la concentración de microorganismos, uno de los parámetros más difíciles de medir en procesos anaerobios y en particular, en la digestión de lodos y residuos sólidos, ya que los métodos más frecuentes utilizados hasta hoy día con este objetivo, presentan algunas dificultades en su aplicación para residuos con elevado contenido de sólidos en suspensión.

**CONCLUSIONES**

Se comprobó que a través de la cuantificación de los diferentes gru-

pos tróficos presentes en el proceso anaerobio puede establecerse las mejores condiciones de operación del proceso anaerobio de la cachaza en cuanto a tipo de sustrato se refiere.

En el presente trabajo se demostró fehacientemente mediante el análisis de algunos aspectos microbiológicos que el pretratamiento químico suministra a la digestión posterior el mejor sustrato a biodegradar.

A partir de los estudios comparativos con medios sintéticos y con cachaza se evidencia que el número de microorganismos en el digestor puede decrecer por limitaciones en la difusión interna a través de la capa de microorganismos que conforman el flóculo.

La fuerte correlación hallada entre las AME y los NMP correspondientes permiten contar con una herramienta para la estimación de la biomasa en estudios cinéticos en sistemas tan complejos como los constituidos por residuos sólidos o semisólidos donde resulta extremadamente difícil, en el orden práctico, medir la biomasa.

**BIBLIOGRAFIA**

1. Vavilin V.A., Rytov S.V., Lokshina L., Rintala. Description of hydrolysis and acetoclastic methanogenesis as the

rate-limiting steps during anaerobic conversion of solid waste into methane. Proceeding II International Symposium on anaerobic digestion of solid waste. Barcelona, España, 1-4, 1999.

2. Hasegawa S. and Katsura K. Solubilization of organic sludge by thermophilic aerobic bacteria as a pretreatment for anaerobic digestion. Proceeding II International Symposium on anaerobic digestion of solid waste. Barcelona, España, 147-152, 1999.

3. López M., Sánchez E., Montalvo S., Escobedo R. Efecto de las variables operacionales sobre el proceso de solubilización de residuos sólidos. Memorias V Taller y Seminario Latinoamericano Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales, Viña del Mar, Chile, octubre, 1998.

4. Soto M., Méndez R. and Lema J.M. Methanogenic and non-methanogenic activity tests. Theroretical basis and experimental set up. **Water Research**, **27**, 1361-1376, 1993.

5. AWWA/APHA/WEF Standard methods for the examination of water and waste water. 20th edition, Washington, 2000.

6. Noyola A., Bustamante N. Evolución del inóculo de un reactor anaerobio de lecho de lodos a escala industrial. Memorias VIII Congreso Nacional de la Sociedad Mexicana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Morelos, México, septiembre, 1992.

7. Silveira I., Monteggia L. Caracterizacao da biomassa metanogénica presente em reators alimentados por efluentes de baixa carga organica através de teste de actividade. Memorias VI Taller y Seminario Latinoamericano de Digestión Anaerobia. Recife, Brasil, 162-165, 2000.

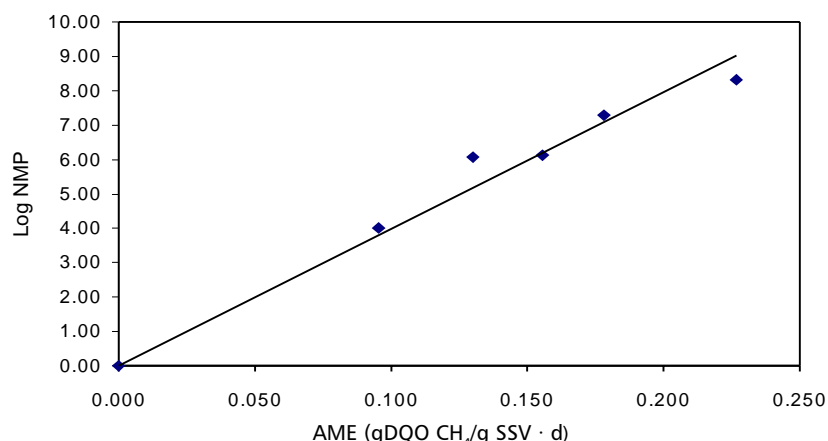
8. Colleran E., Concannon F., Golden T., Geoghean F., Crumlish B. y Killila E. Use of mathanogenic activity test to characterize anaerobic sludge, screen for anaerobic biodegradability and determine toxicity tresholds against individual anaerobic trophic groups and species. **Water Science and Technology**, **25**, 31-40, 1992.

9. Noyola A. Diseño, inóculo y arranque de rectores UASB. Memorias III Taller y Seminario Latinoamericano sobre Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales. Montevideo, Uruguay, 133-143, 1994.

10. López C. y Novoa M.C. Microbiología de la digestión anaerobia de aguas residuales. Parte II. Poblaciones microbianas en digestores anaerobios. **Revista CENIC Ciencias Biológicas**, **22**, 43-48, 1991.

11. Wheatley A. Anaerobic digestion: A waste treatment technology. Critical Reports on Applied Chemistry.. **31**, Capítulo 2. Elsevier Applied Science. London, New York, 1990.

12. Soubes M. Microbiología de la digestión anaerobia. Memorias III Taller y Seminario Latinoamericano Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales, Montevideo, Uruguay, 15-28, 1994.



**Fig. 3.** Correlación de la actividad metanogénica y la estimación de la biota microbiana determinada en diferentes digestores.