

Digestión anaeróbica de los efluentes de un tambo

Anaerobic digestion of effluents from a dairy farm

WALTER M. GLESSI

Ingeniero químico, MSc., docente investigador del Grupo de Ingeniería Bioquímica,
Universidad Nacional de Mar del Plata, Argentina

wglessi@mdp.edu.ar

JORGE F. GONZÁLEZ

Ingeniero químico, PhD, docente investigador, director del Grupo de Ingeniería
Bioquímica, Universidad Nacional de Mar del Plata, Argentina

froland@fi.mdp.ar

RESUMEN

En este artículo se muestran los resultados obtenidos de los ensayos de degradación anaeróbica de los efluentes de un tambo de la provincia de Buenos Aires, Argentina. Se realizaron investigaciones de digestión anaeróbica discontinua en recipientes de pequeño tamaño y posteriormente en fermentador a escala banco. Los trabajos realizados permitieron ajustar la cinética de la producción metanogénica a una cinética de primer orden y a la consecuente determinación de los parámetros cinéticos. Se señala que las características de degradación poseen una amplia variabilidad, lo que no resulta sorprendente dada la heterogeneidad que existe en las muestras reales utilizadas.

Palabras clave: efluentes, biogás, anaeróbica, biodigestión.

RECIBIDO: 8 DE SEPTIEMBRE DEL 2014. APROBADO: 11 DE DICIEMBRE DEL 2014

— Cómo citar este artículo: Glessi, W. M. y González, J. F. (2015). Digestión anaeróbica de los efluentes de un tambo. *Revista Ciencia Animal*, (9), 99-110.

ABSTRACT

This article presents the results of anaerobic degradation tests of effluents from a dairy farm in the province of Buenos Aires, Argentina. The study of discontinuous anaerobic digestion was conducted in small containers and, subsequently, in bench scale fermentation. The work carried out allowed to adjust the kinetics of methanogenic production to a first-order kinetics, as well as to determine the consequent kinetic parameters. The article shows that degradation characteristics have ample variability, which is not surprising given the heterogeneity that exists in the samples used.

Keywords: Effluents, biogas, anaerobic, bio-digestion.

Introducción

El presente trabajo aborda una alternativa dentro del tratamiento de los efluentes de tambos que ha despertado un gran interés en todo el mundo. Es la tecnología y la utilización del biogás, con el aprovechamiento de los desechos de los animales. Asimismo, posibilita la conservación de los recursos naturales y la utilización de una fuente de energía (McGrath *et al.*, 2004).

El proceso de generación de biogás es básicamente una digestión anaeróbica de los desechos orgánicos y produce un gas que es una mezcla de metano y anhídrido carbónico, con una porción de otros gases (Hernández *et al.*, 2014).

En la Provincia de Buenos Aires, Argentina, pocos tambos tienen acceso a fuentes de energía de bajo costo. Los sistemas de irrigación son realizados en casi su totalidad mediante motores de

combustión a gasoil. La posibilidad de aprovechamiento del biogás motiva a los productores para que pueda al menos suministrar energía para iluminación u otras actividades auxiliares (Nosetti *et al.*, 2002).

Las instalaciones de biogás poseen características sobresalientes, entre las que podemos enumerar la eliminación de parásitos contenidos en los efluentes, el ahorro de combustible y la producción de un combustible limpio (metano) (Hill *et al.*, 2000).

El tratamiento anaeróbico es relativamente económico, debido a que no se utiliza equipo de aireación. Pero, por otra parte, el tiempo de reacción requerido es mucho mayor que para procesos aeróbicos. Los olores indeseables se deben a la producción de ácido sulfhídrico y mercaptano y pueden resultar en una limitante, sobre todo en áreas urbanas (Eckenfelder, 1980).

La experiencia se realizó a escala de laboratorio, con series de digestiones anaeróbicas de los efluentes de un tambo en la Provincia de Buenos Aires, Argentina y, finalmente, un análisis de parámetros cinéticos.

Revisión bibliográfica

Los efluentes de tambos poseen una composición que depende del manejo de los rodeos y la digestibilidad de los animales, lo cual condiciona el biogás producido. El metano es el producto final de una cadena de reacciones llevada a cabo por microorganismos que degradan la materia orgánica. En biodigestores normalmente está compuesto por entre 60 y 70% de metano, de 30 a 40% de dióxido de carbono y 1% de nitrógeno (Rasi *et al.*, 2006).

Los estiércoles contienen sólidos volátiles orgánicos en forma de grasas, carbohidratos, proteínas y otros nutrientes disponibles para el desarrollo y reproducción de bacterias anaeróbicas. El contenido de sólidos volátiles se interpreta en términos de materia orgánica, considerando que a $550 \pm 50^\circ\text{C}$ la materia orgánica se oxida, formando agua y gas carbónico que se volatilizan. Sin embargo, en ausencia de oxígeno estos sólidos volátiles terminan en la formación de metano y gas carbónico (Clesceri, 1998, Method 2540E).

El tratamiento anaeróbico comprende de dos etapas. Una fermentación ácida de la materia orgánica que se descompone en ácidos orgánicos, principalmente acético (CH_3COOH), propiónico ($\text{CH}_3\text{CH}_2\text{COOH}$) y butírico ($\text{CH}_3\text{CH}_2\text{CH}_2\text{COOH}$). Las bacterias que actúan en esta etapa son en general resistentes a las condiciones ambientales extremas. Después viene la etapa de fermentación metanogénica, donde las "bacterias metanogénicas" convierten las largas cadenas de los ácidos en metano, dióxido de carbono y ácidos orgánicos de cadena corta. Las bacterias que actúan en la segunda etapa son pocas y muy sensibles a los cambios de las condiciones ambientales. Son sensibles a los descensos de pH y de lenta reproducción (Eckenfelder, 1980).

La acumulación de ácidos produce el descenso del pH y la etapa de fermentación metanogénica controla la tasa de degradación anaeróbica y también la velocidad del proceso; por lo tanto, es importante mantener las condiciones de fermentación metanogénica efectiva. En un digestor que funcione debidamente, los dos grupos de bacterias deben estar equilibrados, de modo que no ocurra acidificación y que a su vez las bacterias productoras de metano utilicen solamente los ácidos producidos por las primeras. Las referencias de datos experimentales muestran tiempos de permanencia de

entre 2 y 20 días. El pH óptimo es entre 6,8 y 7,4 (Eckenfelder, 1980).

Al principio de la degradación anaeróbica (fermentación ácida), el pH desciende y en la siguiente etapa metanogénica los ácidos rompen su estructura y el pH aumenta. Este aumento comienza a partir de los dos días. La demanda química de oxígeno (DQO) residual se mantiene aproximadamente constante durante la etapa de fermentación ácida. A partir de este momento los componentes orgánicos son transformados en formas solubles, por lo que la DQO cae marcadamente luego de la etapa inicial. En la etapa metanogénica existe un rápido incremento en la producción de metano, con un descenso de ácidos volátiles y consecuente aumento de pH en los primeros dos días. Casi todos los ácidos volátiles son convertidos a CH_4 y CO_2 y los registros de DQO tienden asintóticamente a un valor por largos tiempos de permanencia (Eckenfelder, 1980).

Se considera que una fracción soluble pueden rendir aproximadamente 0,28 L de CH_4 por cada 1000 mg de DQO removida (Nopharatana *et al.*, 2006).

Si la renovación de DQO sigue una cinética de primer orden, se puede utilizar una expresión para el proceso anaeróbico como sigue:

$$(S_0 - S_e)/X_v t = k S_e \quad (a)$$

Donde (S_0) es la concentración inicial de sustrato (mg/L), (S_e) la concentración de sustrato a tiempo final (mg/L), (S_n) la concentración de sustrato no biodegradable (mg/L), (X_v) sólidos volátiles (mg/L), (t) tiempo de reacción y (k) constante cinética.

Debido a la presencia de DQO no removable puede realizarse una modificación:

$$(S_0 - S_e)/X_v t = k (S_e - S_n) \quad (b)$$

La ecuación (b) es una recta donde el valor de k es la pendiente correspondiente a la etapa metanogénica (constante cinética). El valor donde la recta corta a la abscisa representa el valor de sustrato no biodegradable S_n (Ramalho, 2012).

Si no hay material no biodegradable ($S_n = 0$) y tomando a $(S_0 - S_e) = S_r$, tenemos que

$$(S_r/X_v)t = k S_e \quad (c)$$

Considerando un reactor anaeróbico en estado transitorio, donde X_v representa la concentración de sólidos volátiles en el reactor, el balance de materia de los sólidos volátiles, siendo despreciable el ingreso de estos, responde a la ecuación:

$$X_v = a S_r / (1 + b t) \\ \text{o} \\ 1/a + (b/a)t = S_r/X_v \quad (d)$$

Al representar gráficamente S_r/X_v vs. t , podemos obtener los parámetros a y b , donde a representa la eficiencia de conversión de los kilogramos producidos de sólidos volátiles por kilogramos de sustrato removidos. El parámetro b representa el índice de oxidación como los kilogramos de sólidos volátiles producidos por unidad de tiempo, y S_r es la diferencia de sustrato entre tiempo inicial y al tiempo final.

Materiales y métodos

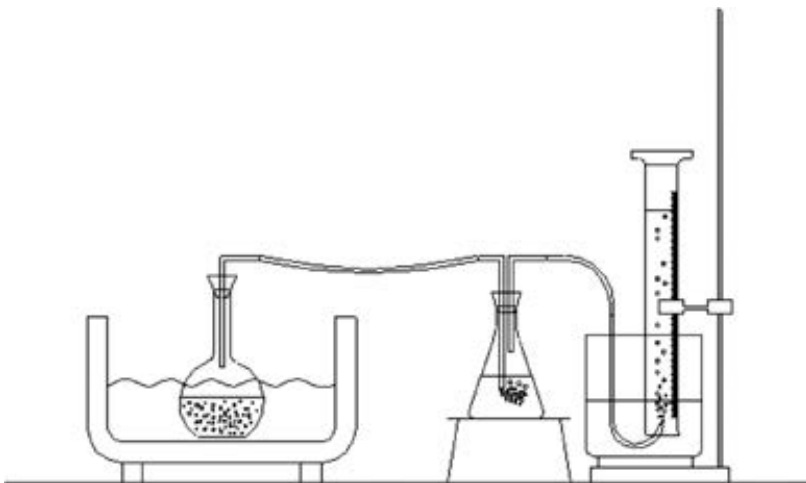
Se realizaron ensayos exploratorios para dimensionar las pruebas a escala de laboratorio. Para esto se tomó como muestra de digestión un litro de efluente, de modo que tenga representatividad cualitativa y cuantitativa del efluente total. Durante la generación del efluente

se pudieron diferenciar cuatro periodos: limpieza preliminar (A), ordeño sin enfriado (B), ordeño con enfriado (C) y limpieza final (D).

Se dispuso en un recipiente de 100 L los aportes volumétricos proporcionales a sus respectivos vuelcos, considerando la relación entre cada una de las etapas y la etapa de limpieza preliminar (A), que es la de menor aporte. El resultado fue de 2, 26, 44 y 6 L para las etapas A, B, C y D, respectivamente, que componen el total de una muestra representativa de 78 L y del cual se tomó una alícuota de un litro para la realización de una digestión anaeróbica.

Para la digestión preliminar se armó un equipo como el mostrado en la figura 1. En el balón se dispuso un litro de efluente

Figura 1. Esquema del equipo para el ensayo exploratorio



Fuente: elaboración propia.

te y se lo colocó en un baño termostatisado a 35 °C. Comenzada la digestión, los gases producidos —que básicamente son dióxido de carbono y metano— se burbujearon en una solución de NaOH en exceso. El dióxido de carbono reacciona con el hidróxido de sodio y se forma carbonato de sodio. Se utilizó un erlenmeyer con 200 ml de una solución un molar de NaOH. El metano en consecuencia burbujea sin reaccionar en la solución y es registrado mediante el nivel de la probeta graduada dispuesta.

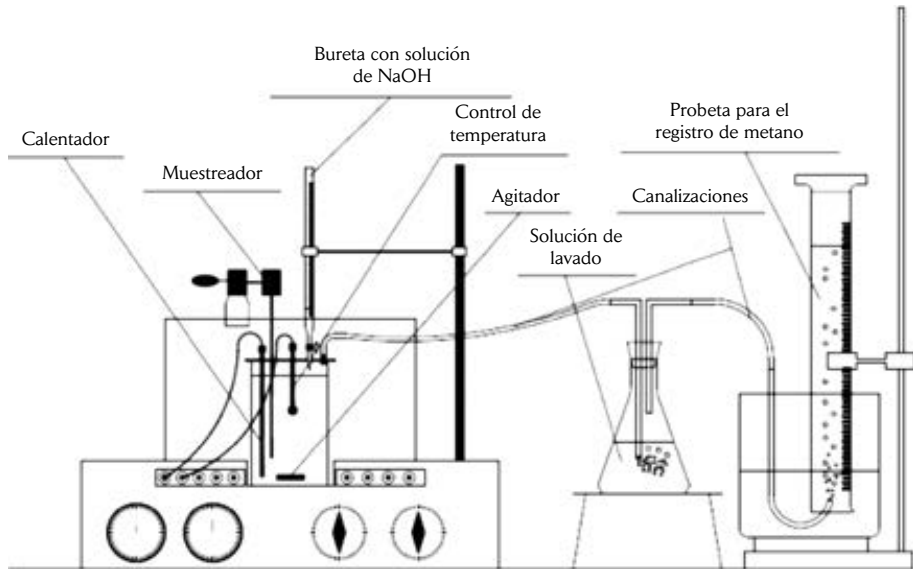
Se realizaron cuatro corridas que duraron aproximadamente treinta días cada una. Para estas corridas preliminares se determinó también la DQO al principio de la digestión y al final de esta en todos los casos. Por otra parte, se analizaron parámetros cinéticos para poder considerar eventuales diseños ulteriores.

Para la producción de biogás de modo controlado se dispuso un fermentador Multi Gen™ (New Brunswick Scientific, New Brunswick CA). Este tiene control de temperatura, agitación, influjo de aire (en este caso se desactivó) y capacidad de muestreo durante la digestión (se tomó una alícuota de 50 ml por día). Los muestreos fueron divididos en dos alícuotas de 20 y 30 ml, de las cuales la de 30 ml fue centrifugada con una centrífuga modelo RC5C (Sorvall Dupont, Londres) refrigerada a 27 000 G.

El equipo digestor se muestra en la figura 2. Se lo conectó a la solución de lavado y a una probeta graduada mediante canalizaciones, para registrar diariamente la producción de gas. Asimismo, se dispuso sobre la cubierta del reactor fermentador una bureta con solución de hidróxido de sodio para controlar el pH en caso de acidificación. Sobre la misma cubierta están los sistemas de muestreo, de calentamiento y sensor de la temperatura. El reactor fermentador tiene una capacidad de 2 L y tanto la agitación como la temperatura pueden regularse a valores deseados. Se estableció una temperatura de trabajo de 35 °C, en concordancia con la bibliografía, para obtener resultados comparables (Jawed, 1999).

Se realizaron tres digestiones que duraron 24 días en promedio cada una y que conforman una muestra representativa de tres ordeños. Las características de cada una de estas muestras están relacionadas con la práctica operacional del momento. Los muestreos fueron realizados con una separación de 35 días, aproximadamente, y en este periodo se pudieron haber modificado tanto la alimentación de los animales, las condiciones corporales mismas de estos, así como otras condiciones de contorno. Debe considerarse que son muestras de características biológicas y reales representativas del efluente.

Figura 2. Esquema del equipo de ensayo con muestreo



Fuente: elaboración propia.

Se realizó un promedio de diez muestreos durante tres digestiones. Sobre el muestreo se determinó el pH, y luego tanto sobre el centrifugado como sobre el no centrifugado se determinó DQO (Clesceri, 1998, Method 5220D). Por cada digestión se realizaron cuatro determinaciones de sólidos volátiles (SV) en distintos momentos (Clesceri, 1998, Method 2540E).

Para el tipo de fermentador discontinuo de laboratorio que se utilizó se determinaron los parámetros cinéticos de la etapa de fermentación metanogénica. Se obvió la etapa de fermentación ácida, puesto que cuando el efluente fue digerido en cada ensayo, el tiempo transcurrido antes

de iniciarse las mediciones fue de entre 1,5 y 2 días tras la toma de la muestra.

Para las muestras se registró el tiempo de reacción, DQO y sólidos volátiles, con el objeto de obtener los parámetros de diseño (k , a y b), adecuar el ensayo al volumen del digestor, la concentración de sólidos volátiles (mg/L) y la producción estimada de gas.

Se realizaron los cálculos para graficar las curvas correspondientes y obtener los parámetros cinéticos. Donde S_0 es la DQO inicial, S_t es la DQO al tiempo t , X_v son los gramos de sólidos volátiles promedio durante la digestión y t es el tiempo de reacción.

Combinando las ecuaciones (a) y (d) se obtiene la expresión para la determinación del tiempo de reacción:

$$t = 1/(akS_e - b) \quad (e)$$

Se requiere un valor de DQO final, para el cual se establece reducción de hasta aproximadamente 500, que es el valor establecido por la Resolución 336/2003 de la Autoridad del Agua de la provincia de Buenos Aires para la incorporación del efluente mediante absorción por el suelo.

Resultados y discusiones

Al representar gráficamente $(S_0 - S_e)/X_v$ vs. S_e y $(S_0 - S_e)/X_v$ vs. t para los tres ensayos realizados se obtienen los gráficos que se muestran en la figura 3.

De la ecuación (e) para la determinación del tiempo de reacción y considerando una reducción del sustrato (como DQO) hasta 500 para los tres ensayos, tenemos que insumieron 24,7, 21,2 y 33,6 días, respectivamente, para los tres ensayos.

En la tabla 1 se observa que a partir de las 500-600 horas (25 días, aproximadamente), el volumen de metano producido comienza a decaer en los cuatro ensayos exploratorios. Por otra parte, en los ensayos en fermentador se registraron valores de volumen de metano por el periodo de tiempo tomado, volumen

acumulado, pH, DQO total, DQO de la muestra centrifugada y sólidos volátiles promedio durante el ensayo (ver tabla 1).

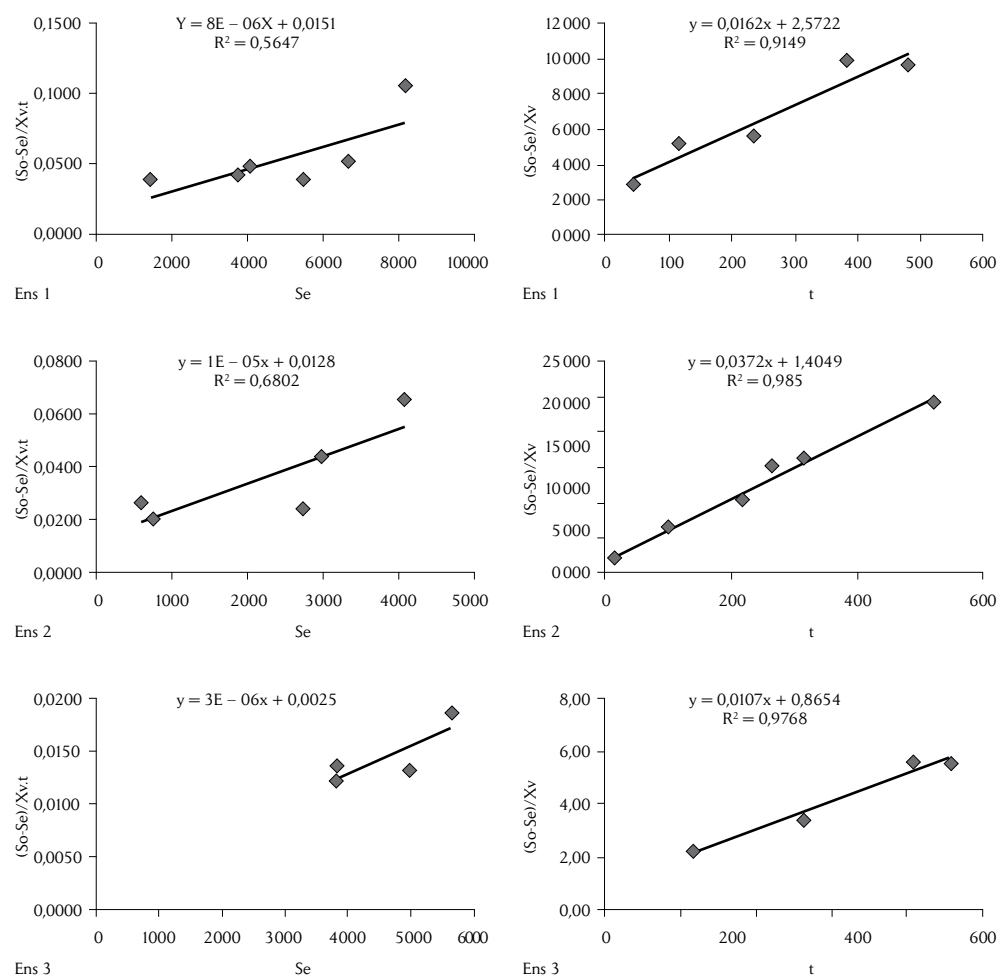
Conclusiones

La producción de gas resultó similar en los ensayos con el equipo fermentador y en los resultados exploratorios. Con la agitación mejoró la disponibilidad espacial del sustrato para los microorganismos, aunque ello no se tradujo en eficiencia de conversión de gas. Esto evidencia que los tiempos de mezclado son mucho menores que los tiempos de reacción. Asimismo, durante los resultados exploratorios el control de la temperatura fue efectivo y esto no ocasionó acumulación de ácidos.

Con el equipo fermentador se tuvo la posibilidad obtener muestras durante el curso de la digestión. Esta condición permitió obtener resultados de comportamientos cinéticos, aumentando considerablemente el número de registros por cada ensayo.

Los datos obtenidos respondieron a una cinética de primer orden, de acuerdo con el modelo propuesto. No obstante, cuando se realizaron los cálculos teóricos con base en dicho modelo, con respecto a volúmenes de rectores y tiempos de reacción, se observó que existen variaciones importantes, como entre los ensayos 2 y 3 (prácticamente un 50% más en el

Figura 3. Determinación de los parámetros cinéticos *a*, *b* y *k* para tres ensayos realizados



		Ensayo 1	Ensayo 2	Ensayo 3
Resumen de parámetros	a	0,39	0,7	1,16
	b	0,0063	0,02	0,012
	k	0,00024	0,000192	0,000072

Fuente: elaboración propia.

tiempo de reacción). Esta diferencia no sorprende si consideramos la naturaleza biológica de la muestra real y la variabi-

lidad de sus características. Debe contemplarse que el manejo de los rodeos en diferentes días puede resultar con

Tabla 1 (a). Determinaciones del ensayo 1 en fermentador

Tiempo (h)	Volumen (mL)	Acumulado (mL)	pH	DQO TOT	DQO Cent	\bar{X}_v (mg/L)
0	75	75	6,5	5492	1130	490
17	80	155	6,5	4708	0	
44	90	245	6,5	4080	1255	
116	255	500	6,5	2981	0	
190	275	775	6,5	4237	0	
235	260	1035	7	2739	856	
307	335	1370	7	3509	685	
382	397	1767	6,5	599	0	
480	250	2017	6,5	770	0	

Tabla 1 (b). Determinaciones del ensayo 2 en fermentador

Tiempo (h)	Volumen (mL)	Acumulado (mL)	pH	DQO TOT	DQO Cent	\bar{X}_v (mg/L)
0	0	0	6	8474	7375	348
15	75	75	6	8160	7689	
70	235	310	6,3	7658	5869	
100	190	500	6	6653	7689	
217	135	635	6	5461	3138	
265	145	780	6,5	4049	5586	
314	120	900	6,5	3766	847	
336	95	995	7	4927	942	
382	105	1100	7,5	1098	0	
520	85	1185	7,5	1412	0	

Tabla 1 (c). Determinaciones del ensayo 3 en fermentador

Tiempo (h)	Volumen (mL)	Acumulado (mL)	pH	DQO TOT	DQO Cent	\bar{X}_v (mg/L)
0	0	0	7	6842	7013	543
75	220	220	6,5	6842	7355	
119	170	390	7	5643	7698	
168	160	550	7,5	5815	8554	
263	295	845	7,5	4959	8382	
339	260	1105	7	5301	4787	
408	270	1375	6,5	3830	4926	
456	70	1445	7,5	3830	6295	

Fuente: elaboración propia.

diferentes raciones y consecuentemente con características diferenciales de los efluentes. De hecho, la caracterización se realizó con muestras representativas en distintos días de producción, en tanto que la digestión se realizó con el efluente perteneciente a un solo ordeño por razones operativas de la digestión.

Es claro que tanto de los resultados exploratorios como de los ensayos realizados, el tiempo en que la producción de biogás comienza a disminuir es de aproximadamente veinticinco días. Esto concuerda con los valores cinéticos obtenidos de los tres ensayos, ajustándose con mayor precisión al primero.

Los valores de tiempo de reacción concuerdan con los órdenes determinados en la bibliografía revisada, donde en condiciones similares se estableció un tiempo de 480 horas (20 días) hasta que la producción de biogás comienza a decaer (Hill *et al.*, 2000).

Los sólidos volátiles indicaron una biomasa activa de 460 mg/L en promedio. Durante algunos ensayos de determinación de parámetros cinéticos se encontró que los sólidos volátiles disminuyen con el tiempo (o se mantienen constantes), aun sin bajar la tasa de producción de metano. Esto muestra que si bien poseen variaciones, estas no son lo suficientemente importantes para modificar la producción de gas.

Los ensayos se realizaron en un tambor representativo de la región donde las explotaciones con más de quinientos animales en producción resultan una excepción. Este aspecto es significativo, ya que los resultados obtenidos son extrapolables a la mayoría de las explotaciones.

Sería interesante profundizar en las experiencias con diferentes temperaturas, así como también con efluentes filtrados. Esto serviría para observar las diferencias entre las partes solubles únicamente y el efluente integro. Por otra parte, la realización de ensayos continuos puede resultar en valores de parámetros más indicados para el aprovechamiento del biogás. También es recomendable experimentar en reactores UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket). Este conforma un sistema de flujo ascendente de fango granular de características particulares.

Referencias

- Clesceri, L. (1998). *Standard methods for the examinations of water and wastewater* (20^a ed.). Washington, D. C.: American Public Health Association.
- Eckenfelder, W. (1980). *Principles of water quality management*. CBI Publishing Company.
- García-Ochoa F., Santos, V. E., Naval, L., Guardiola, B. y López, B. (1999). Kinetic model for anaerobic digestion of livestock manure. *Enzyme and Microbial Technology*, 25, 55-60.

- Hernández, S. C., Sánchez, E. N., Béteau, J. F. y Díaz-Jiménez, L. (2014). Análisis de un proceso de tratamiento de efluentes para producción de metano. *Revista Iberoamericana de Automática e Informática Industrial*, 11, 236-246.
- Hill, D. T., Taylor, S. E. y Grift, T. E. (2000). Simulation of low temperature anaerobic digestion of dairy and swine manure. *Bioresource Technology*, 78, 127-131.
- Jawed, M. y Vinod, T. (1999). Microbial composition assessment of anaerobic biomass through methanogenic activity tests. *Water SA*, 25 (3), 345-350.
- McGrath, R. J. y Mason, I. G. (2004). An observational method for the assessment of biogas production from an anaerobic waste stabilization pond treating farm dairy wastewater. *Biosystems Engineering*, 87 (4), 471-478.
- Nopharatana, A., Pullammanappallil, P. C. y Clarke, W. P. (2006). Kinetics and dynamic modeling of batch anaerobic digestion of municipal solid waste in a stirred reactor. *Waste Management*, 27, 595-603.
- Nosetti, L., Herrero, M. A., Pol, M., Maldonado, M. V., Iramain, M. S. y Flores, M. (2002). Cuantificación y caracterización de agua y efluentes en establecimientos lecheros. Demanda de agua y manejo de efluentes. *Revista InVet*, 4 (1), 37-43.
- Ramalho, R. S. (2012). *Introduction to wastewater and treatment processes*. Elsevier.
- Rasi, S., Veijanen, A. y Rintala, J. (2006). Trace compounds of biogas from different biogas production plants. *Energy*, 32 (8), 1375-1380.