EVALUACIÓN DE UN SISTEMA DE BIODIGESTIÓN EN SERIE PARA CLIMA FRÍO

Jairo Alexander Osorio Saraz[1]; Héctor José Ciro Velásquez[2] y Hugo González Sánchez[3]

RESUMEN

En el presente trabajo, se evaluó en la etapa de estabilización el funcionamiento de un sistema en serie, de dos biodigestores de cúpula fija GTZ y uno tipo Taiwán en clima frío, además, de encontrar los factores que determinan su funcionamiento, como lo son la producción de biogás, pH, temperaturas del afluente y del efluente, y su eficiencia en la remoción de DBO_5, DQO_T, SST. Se encontró una producción de biogás similar a la de biodigestores de alta tasa con una relación 3:1 entre volumen de biogás y volumen de biodigestor, remociones promedio de DBO, DQO y SST de 97,4%, 96,1 % y 95,1% respectivamente, y pH a la salida cercanos a la neutralidad, cuyos resultados son un indicativo de la alta eficiencia del sistema tanto en producción de biogás, como en remoción de carga contaminante.

Palabras Claves: Biodigestión, biodigestores en serie, parámetros contaminantes.

ABSTRACT

EVALUATION OF A BIODIGESTER SYSTEM IN SERIES FOR COLD CLIMATE

In the present work the operation of a system in series was evaluated in the stabilization stage of two biodigesters one of fix cupola GTZ and another type Taiwan in cold time, in addition to find the factors that determine their operation as the biogas production, pH, temperatures of the affluent and the effluent and their efficiency in the DBO5, DQOT, SST removal. There was a biogas production similar to that of biodigesters of high rate with a relation 3:1 between volume of biogas and volume of biodigester, removals average of DBO, DQO and SST of 97,4%, 96,1% and 95,1% respectively, and pH at the outlet near neutrality, whose results are a indicative of the high efficiency of the system in biogas production as in removal of pollution load.

Keywords: Biodigestion, biodigesters in series, polluting parameters.

[1] Profesor Asistente. Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín. Facultad de Ciencias Agropecuarias. A.A. 1779, Medellín, Colombia. <aosorio@unalmed.edu.co>
[2] Profesor Asociado. Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín. Facultad de Ciencias Agropecuarias. A.A. 1779, Medellín, Colombia. <hjciro@unalmed.edu.co>
[3] Profesor Asociado. Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín. Facultad de Ciencias Agropecuarias. A.A. 1779, Medellín, Colombia. < hagonzal@unalmed.edu.co>

Recibido: Agosto 1 de 2006; aceptado: septiembre 14 de 2007.

Las excretas porcinas son muy interesantes desde el punto de vista de la digestión anaerobia, no solo por su alta capacidad de producir metano, sino también por su alta concentración de nutrientes con respecto a otros sustratos, lo que les confiere buenas características como abono agrícola, especialmente después de la biodigestión.

La composición de la porquinaza depende de factores fisiológicos, ambientales, y alimenticios. La Tabla 1, muestra de manera general las características más importantes.

Tabla 1. Composición de estiércol fresco de cerdo (Duque, 1996).

Características	Valor
Nitrógeno total	1,5-5 g·L
Fósforo	1-3 g·L
Potasio	1-3 g·L
Sólidos totales	1,5-12%
Sólidos volátiles	0,5-9%
DQO	10-200 g de O_2·L
DBO	8-50 g de O_2·L
pH	6,5 g·L
Proteínas	11 g·L
Hemicelulosa	11,8 g·L
Celulosa	7,1 g·L
Lípidos	8,4 g·L
Almidón	0,9 g·L
Lignina	2,5 g·L

Fuente: (Duque, 1996).

Las características anteriormente expuestas son de vital importancia a la hora de escoger un sistema de aguas residuales eficiente en descontaminación y económicamente sostenible.

Según Taiganides (1994), de las explotaciones porcicolas se desprenden residuos sólidos y líquidos que son arrastrados por el agua de lavado, lo que se conoce como agua residual, que se compone principalmente por excretas, 55% heces y 45% de orina.

En la mezcla existen sólidos que flotan y sólidos que se sedimentan, además de sólidos suspendidos. Los sólidos volátiles totales constituyen el 80% de los sólidos totales (Taiganides, 1994). El pH varía entre 6 y 8, mientras más frescas sean las excretas, más neutro será el pH. La alcalinidad y la conductividad son dos

propiedades más del agua de lavado de las excretas (Piedrahita, 2000).

Los cerdos son ineficientes al asimilar nutrientes, y desperdician altos porcentajes de alimento; por esta razón, cerca del 1,3% de su excreta contiene nitrógeno, fósforo, y potasio, que son fertilizantes primarios, otro 1,2% está constituido por fertilizantes secundarios como calcio, cloro, azufre, sodio, etc (Chara y Pedraza, 2002).

Según Taiganides (1994), dentro de estos elementos, el nitrógeno es el más importante y está presente principalmente en forma de nitrógeno orgánico (40% aproximadamente), y nitrógeno amoniacal (60% aproximadamente). Las características anteriormente mencionadas, confieren al agua residual de las explotaciones porcinas buenas características como fertilizante, y un bajo costo relativo para tal fin, pero su uso directo, es decir, sin un tratamiento previo ocasiona impactos negativos por lixiviación y escorrentía de nitritos (NO_2) y nitratos (NO_3).

Según Bicudo y Svoboda (1995) y Boopathy (1998), existen muchas alternativas para el tratamiento de aguas residuales de explotaciones porcícolas, en donde se encuentran los procesos anaeróbicos utilizando filtros y reactores de lodos activados por pantallas Por otra parte, se han desarrollado los mantos anaerobios de lodos UASB, con el fin de retener toda la actividad bacteriana y concentrarla luego en el biodigestor para minimizar los tiempos de aclimatación.

Los reactores aneróbicos de flujo ascendente y manto de lodos (UASB), son poco costosos en su operación y presentan grandes eficiencias en cuanto a la remoción de cargas contaminantes en los efluentes (Catunda y Van Haandel, 1996).

En cuanto a los procesos de biodegradación de excretas que se pueden hacer con los UASB, están el manejo de residuos orgánicos rurales y más recientemente, el tratamiento de aguas residuales, tanto industriales como domésticas (Noyola, 1997).

La principal característica de los procesos anaerobios es la degradación de los compuestos orgánicos por parte de las bacterias que no requieren oxigeno y finalmente con sus reacciones producen el gas metano (Veenstra y Alaerts, 1998).

Los procesos de degradación anaerobia, se compone o se realizan en tres fases: hidrólisis o licuefacción, acidificación, y metanización.

En la etapa de hidrólisis, las bacterias fermentativas hidrolizan externamente la materia orgánica, desdoblando las moléculas y transformando lo sólido en soluble. Se realiza por la actividad de enzimas extracelulares de las bacterias (Piedrahita, 2000).

En la etapa de acidificación, la materia orgánica compleja es transformada principalmente por saprofitos, la mayoría de los cuales son bacterias facultativas capaces de reproducirse rápidamente, y estas no son tan sensibles a los cambios ambientales. Estas bacterias acetanogénicas convierten gran parte de la materia orgánica en ácidos grasos y agua. Así las grasas, las proteínas y los carbohidratos después de hidrolizados y fermentados en la primera etapa, son luego biológica-

mente convertidos a sustancias más simples (Piedrahita, 2000).

Según Piedrahita (2000) y Pedraza *et al*. (2002), en la metanización, las bacterias metanogénicas estrictamente anaerobias, transforman las sustancias a metano y dióxido de carbono. El metabolismo para producir biogás puede realizarse a partir de ácidos volátiles, alcohol, o por la misma reducción del dióxido de carbono, como se muestra a continuación:

- Metanización a partir de los ácidos volátiles

Ácido butánico + agua + dióxido de carbono → Ácido acético + metano

$2CH_3CH_2CH_2COOH + H_2O + CO_2 \rightarrow CH_3COOH + CH_4$

Acido acetico → metano + dióxido de carbono

$CH_3COOH \rightarrow CH_4 + CO_2$

- Metanización a partir de alcohol y dióxido de carbono

Propanol + dióxido de carbono → ácido acético + metano

$CH_3CH_2OH + CO_2 \rightarrow CH_3COOH + CH_4$

- Metanización a partir de la reducción de dióxido de carbono

Dióxido de carbono + hidrogeno → metano + agua

$CO_2 + 4H_2 \rightarrow CH_4 + 2H_2O$

Según Coto 1985, dentro de las bacterias responsables de la transformación de la primera etapa (conocidas como acidogénicas) se encuentran especies de *Clostridium, Desulphovibrio, Corynebacterium, Lactobacillus, Actinomyces, Staphylococcus, y Escherichia coli*. Durante esta etapa no hay formación de metano ni estabilización de la materia orgánica. En la segunda etapa intervienen bacterias metanogénicas o formadoras de metano, dentro de este grupo se encuentran *Metanobacterium, Metanobacillus, y Methanozarcina*. Estas son estrictamente anaerobias y de lento crecimiento. Esta etapa en la que ocurre la estabilización es la limitante del proceso.

La estabilización de la materia orgánica está directamente relacionada con la producción de metano, que puede predecirse estequiometricamente a partir de la composición química de la alimentación, o bien a partir de la demanda biológica de oxígeno (DBO_5) y la demanda química de oxígeno (DQO) que han sido estabilizadas (Piedrahita, 2000).

El pH, o potencial hidrogeno es un término utilizado universalmente para expresar la intensidad de las condiciones ácidas o básicas de una solución cualquiera. Este influye en gran medida en los procesos de tratamiento biológico de aguas residuales, particularmente en el anaerobio, por que las bacterias metanogénicas son afectadas en gran medida por sus fluctuaciones (Pérez, 2002).

Un rango óptimo de pH para el proceso de digestión esta entre 7 y 8, pero también en operaciones correctas podría estar entre 6,5 y 7,5 (Piedrahita, 2000).

Cuando el pH está cerca de 7, la mezcla establece su propio balance, y esta no presenta cambios sustanciales, aunque se le añadan productos con pHs alcalinos o ácidos. Si esta capacidad de autorre-

gulación de la mezcla se destruye, el pH cae y el proceso interrumpe su adecuada actividad llegando en ocasiones a "vinagrarse", produciendo olores desagradables, reduciendo la calidad de los sólidos, y líquidos, y cesando la producción de metano. Por todo lo anterior el pH es un excelente indicador del buen funcionamiento del proceso de digestión (Cortsen, Lassen y Nielsen, 1996).

La temperatura es importante porque determina la especie bacteriana que puede vivir en el biodigestor, y su producción de biogás. La biodigestión anaerobia puede ocurrir en un amplio rango de temperaturas (aproximadamente entre los 5 y los 60°C) (Santana, 1985). Según Bui Xuan An, Rodríguez y Preston (1997), hay tres clases de bacterias: criofílicas, que viven a temperaturas menores de los 20°C, mesófilas de 20 a 45°C, y las termófilas que viven a temperaturas mayores de los 45°C.

Santana (1985); añade además, que el proceso de digestión anaerobio no se afecta por el incremento de temperatura en unos pocos grados; sin embargo, un decrecimiento súbito en unos pocos grados podría retardar la producción de metano, sin afectar la actividad de las bacterias acidificantes, permitiendo excesiva acumulación de ácidos y una posible falla en el biodigestor.

Piedrahita (2000), expresa que se presenta una relación casi directa entre la temperatura y la producción de biogás, lo que se considera importante ya que indica que se debe procurar por mantener un microclima cálido en el biodigestor para mantener una tasa de producción de biogás alta.

Otro aspecto importante en los procesos de biodigestión, es el de mantener un ambiente estrictamente anaerobio esto significa un ambiente en ausencia de oxigeno. El ambiente anaerobio a diferencia del aerobio el cual produce amonio y dióxido de carbono (CO_2) como resultado final, produce metano (CH_4) y dióxido de carbono (CO_2) (Santana, 1985).

Según Chará y Pedraza (2002), es esencial que un biodigestor esté bien sellado para favorecer las condiciones anaerobias, y evitar escapes de metano producido, ya que si no existe un ambiente estrictamente anaerobio se producirá amonio (NH_4) y dióxido de carbono (CO_2), siendo el amonio tóxico para las bacterias anaerobias, por lo tanto puede limitar o eliminar el proceso anaerobio y la producción de metano.

Los sólidos volátiles son parte de los sólidos totales que son fermentados para producir biogás. Estos constituyen el 80% de los sólidos totales, y están compuestos principalmente por un 30% de compuestos de C, 5% de N, y un 65% de H, O, S y otros (Marchaim, 1992).

De acuerdo con Marchaim (1992), los ácidos grasos volátiles (AGV) se forman a partir de la degradación de la materia orgánica por parte de las bacterias anaerobias. Una acumulación de AGV puede hacer fluctuar el pH, además, los AGV no deberían exceder de 2000 – 3000 mg · L o 120 g SV · Kg de materia seca, ya que si se exceden estos niveles cae la producción de metano, pero también una baja cantidad de estos propicia una reducción en la producción de biogás.

Para el diseño de los biodigestores, otro aspecto importante es el Tiempo de Retención o Fermentación (TR), el cual es tiempo en que material de fermentación permanece en el digestor. Debe ser el tiempo que tarda el sustrato en ser degradado o fermentado, por ello depende del tipo de sustrato, de la temperatura de operación, y de los parámetros físicos del biodigestor (volumen). Los tiempos de retención presentan una relación directa con la estabilización del sistema y con la carga contaminante a remover (Ferreira, Lucas y Amaral, 2003).

El proceso de digestión anaerobia realizado en un biodigestor da como resultado: biogás, abono orgánico, y agua residual. El biogás es la mezcla de gases resultantes de la descomposición de la materia orgánica realizada por acción bacteriana en condiciones anaerobias. El proceso de digestión que ocurre en el interior del biodigestor libera la energía química contenida en la materia orgánica, la cual se convierte en biogás (Ferreira y Amaral, 2003).

La producción de biogás en biodigestores de flujo continuo oscila entre 0,3 y 0,7 m^3 por cada metro cúbico de biodigestor, dependiendo del tiempo de retención y de la temperatura (Chará y Pedraza, 2001).

El abono, da como resultado un efluente semisólido con pH cercano a la neutralidad, estabilizado químicamente, y rico principalmente en nitrógeno, fósforo, potasio, y magnesio, así como en elementos menores, lo que hace que estos nutrientes sean más fácilmente asimilados por la planta; además, sirve como mejorador físico del suelo (Pedraza, Chará y Conde, 1999).

En la Tabla 2, se presenta el contenido de nutrientes en el efluente de dos biodigestores en el Valle del Cauca, a partir de excretas porcinas.

Tabla 2. Contenido de nutrientes en el efluente de biodigestores plásticos instalados en dos granjas ubicadas en el Valle del Cauca, Colombia.

	Nitrógeno (%)	Fósforo (%)	Potasio (%)	Calcio (%)	Magnesio (%)
Biodigestor Reserva Pozo Verde	0,063	0,01	0,1	0,13	0,018
Biodigestor Hacienda Lucerna	0,07	0,01	0,045	0,02	0,01

Fuente: Pedraza, Chará y Conde, 1999.

En cuanto a la reducción de la contaminación, el efluente líquido de este proceso es rico en nitrógeno, fósforo, y potasio, principalmente. La carga contaminante de las aguas residuales, medida en términos de DBO y Sólidos Suspendidos Totales SST se reduce en un 60 a 90% después de pasar por el biodigestor tipo cúpula fija ó por el Taiwán, dependiendo del tiempo que permanezca el residuo dentro del mismo y de la temperatura (Chará y Pedraza, 2002).

En un trabajo llevado a cabo por Pedraza *et al.* (2002), con aguas residuales porcinas, se obtuvieron remociones de DBO del 91% en biodigestores de polietileno y 92% en membrana de policloruro de vinilo (PVC), trabajando con quince días de tiempo de retención.

A la fecha no se reportan experiencias de biodigestores de cúpula fija y Taiwán trabajando en serie.

MATERIALES Y MÉTODOS

Localización. El trabajo, se desarrolló en el Centro Agropecuario San Pablo de la Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín, en el sector oriental del departamento de Antioquia, municipio de Ríonegro, paraje "El Tablacito", a una distancia aproximada de 52 km de Medellín. Se encuentra a una altitud de 2100 m con una precipitación y temperatura promedio de 2280 mm/año y de 16,7ºC respectivamente. Sus linderos se enmarcan en las coordenadas planas 846.800 y 848.250 E; 1.169.700 y 1.170.500 N.

Metodología. Se evaluó un sistema en serie de dos biodigestores uno de estructura rígida tipo GTZ y otro de flexible tipo Taiwan, formando un sistema modular de tratamiento anaerobio (SMTA) donde se separaron las fases de hidrólisis y acidificación en el primer reactor tipo GTZ conocido este como el punto de entrada al sistema, y la fase de metanización en reactor tipo Taiwan en donde se identificó el punto de salida (Figura 1).

El volumen de cada uno de los digestores era de 12 m^3, a los cuales se les realizó seguimiento durante cuatro meses, posterior a la fase de arranque.

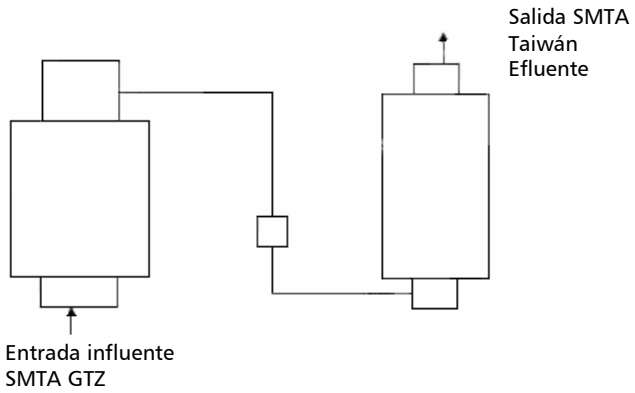

Figura 1. Sistema en serie de biodigestores para el aprovechamiento de excretas de porcinos.

El sistema se cargó tres veces en la semana, en el biodigestor GTZ, para un volumen semanal de 480 litros de mezcla con una relación agua /estiércol de 3:1. El tiempo de retención para cada biodigestor fue de 45 días. Se registró diariamente la temperatura ambiental, la temperatura a la entrada del sistema utilizando termo-pares conectados a un equipo de adquisición de datos y el pH a la entrada y a la salida.

Se caracterizó la materia orgánica como fertilizante, tomando dos muestras a la entrada y salida del sistema. Las muestras se analizaron en los laboratorios de Fertilidad de Suelos de la Universidad Nacional de Colombia Sede Medellín.

A los 49 días de iniciado el proceso se tomó una muestra al efluente del reactor GTZ para calcular la capacidad metanogénica específica, con el fin de determinar la cantidad de materia orgánica que puede degradar el sistema y ser transformada en forma de metano. Dicho análisis permitió establecer qué cantidad y población bacteriana pueden degradar los ácidos grasos resultantes de las fases de hidrólisis y acidificación, logrando establecer qué tipo de materia orgánica se introduciría al SMTA para ser degradada. La concentración de AGV dentro de los biodigestores fue un parámetro básico para determinar la estabilización del sistema después del arranque. Los valores de AGV y los niveles de DBO, DQO y SST, fueron medidos semanalmente durante cuatro meses y determinados en el laboratorio de Ingeniería Sanitaria y Química de la Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín.

El volumen de biogás se midió de manera directa dos veces por semana durante los cuatro meses, hallando un caudal promedio de producción. Para determinar las posibles relaciones existentes entre la temperatura ambiente, la de entrada y salida del sistema, con la producción de biogás, se realizó un análisis de varianza para observar las diferencias más significativas. A las variables con diferencia significativa se le hizo comparación múltiple de medias con pruebas Duncan a un nivel de significancia del 5%, y se realizaron regresiones simples y múltiples.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Figura 2, se observa el comportamiento de los AGV. Se aprecia que los AGV comenzaron a decrecer hasta el tercer mes, a partir del cual comenzaron a estabilizaren con valores que oscilaron entre 17,5 y 18 mg · L.

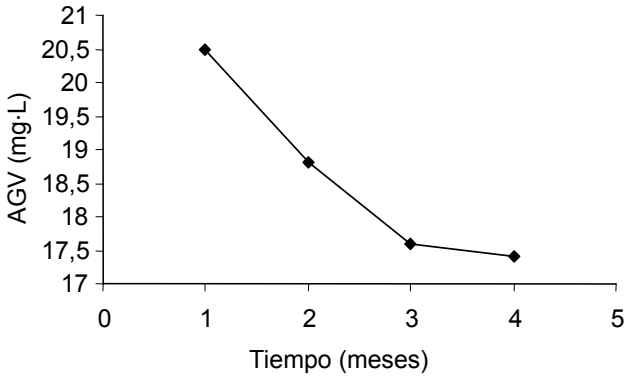

Figura 2. Variación de los ácidos grasos volátiles en el sistema en serie de biodigestores empleado para el aprovechamiento de excretas de porcinos.

Estos valores de AGV, son superiores comparados con los informados por Chará y Giraldo 2001; quienes, luego de que el sistema se estabilizara registraron cifras para este tipo de biodigestores de 18 mg · L.

La Figura 3, muestra el comportamiento de los AGV con la variación del pH. Es evidente una relación inversa entre estas dos variables, ya que en la medida que el pH aumenta los AGV disminuyen. En este caso los AGV disminuyen constantemente, lo cual favorece la etapa metanogénica y la producción de biogás, aspecto que coincide con lo mencionado por Chará y Pedraza (2002) y Piedrahita (2000).

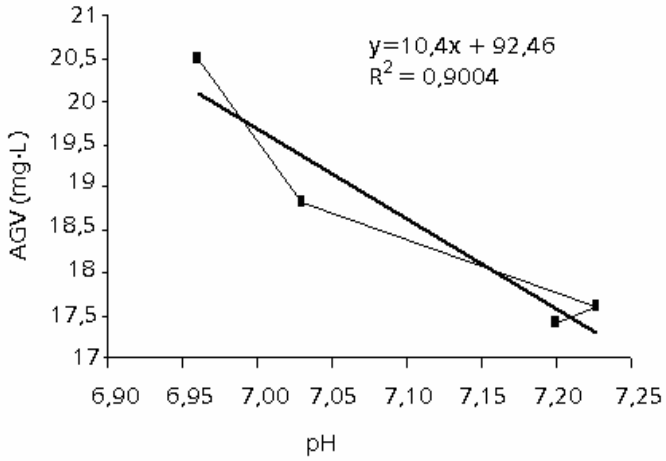

Figura 3. Comportamiento de los AGV según la variación del pH del efluente en el sistema en serie de biodigestores empleado para el aprovechamiento de excretas de porcinos.

En la Tabla 3, se presenta la producción de biogás en el sistema en serie. La media de la producción de biogás fue de 62,30 m^3/semana, la cual se incrementó y se estabilizó entre los meses 3 y 4. En los meses 2 y 3, una vez estabilizado completamente el sistema, se presentan relaciones de 3:1 de m^3 de biogás por m^3 de biodigestor, que de acuerdo con Piedrahita (2000), se acerca al comportamiento de un biodigestor de alto flujo, que adquiere dicha eficiencia en condiciones termofílicas. La producción de biogás en este sistema en serie para clima frío se considera alta si se tiene en cuenta que según Chará y Pedraza (2002), la producción de biogás en biodigestores de flujo continuo oscila entre 0,3 y 0,7 m^3 por cada metro cúbico de biodigestor.

Tabla 3. Producción de biogás en un sistema en serie de biodigestores empleado para el aprovechamiento de excretas de porcinos.

Mes	Biogás (m^3/sem)	Biogás (m^3/biodigestor)
Mes 1	39,65	1,65
Mes 2	61,94	2,58
Mes 3	72,59	3,02
Mes 4	75,05	3,13

No se encontró una relación estadísticamente significativa entre la temperatura ambiente, la temperatura de entrada y de salida de la mezcla con la producción de biogás, ya que se obtuvieron valores de P mayores de 0,05; sin embargo, existe una tendencia a aumentar la producción de biogás con el incremento de la temperatura del efluente y del ambiente, aspecto que coincide con lo aludido por Chará y Giraldo (2001). La Figura 4, muestra la relación existente entre el pH del efluente y la producción de biogás. Se observa que existe una relación directa entre la producción de biogás y el pH del efluente, aspecto que se considera lógico, ya que en la medida que el pH es más básico, se aumentan los niveles de CO_2, lo que implica una estabilización del sistema y mayor producción de biogás.

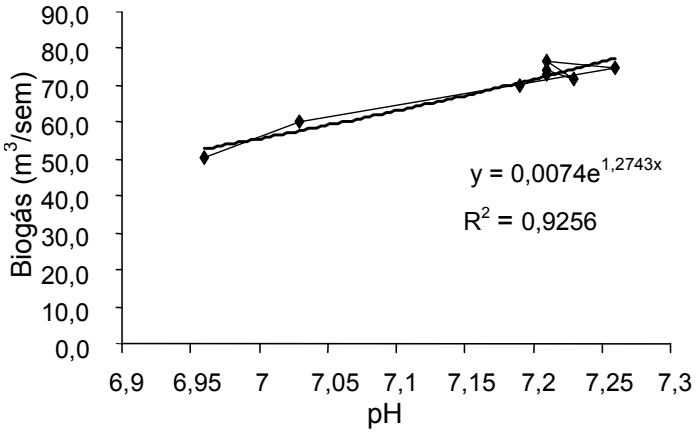

Figura 4. Relación entre la producción de biogás y el pH del efluente en el sistema en serie de biodigestores empleado para el aprovechamiento de excretas de porcinos.

La Figura 5, indica la relación existente entre la producción de biogás y los AGV. Se advierte que existe una relación inversa entre la producción de biogás y los AGV, aspecto que se debe al inicio de la fase de estabilización, ya que a partir del tercer mes, cuando los AGV se encuentra alrededor de los 17 mg · L, la producción de biogás también se estabiliza sobre los 70 m^3/sem. Una vez estabilizado el sistema al generar mayores AGV, se produce mayor cantidad de biogás dada una mayor producción de sólidos volátiles, aspecto que se considera razonable y coincide con los resultados de Marchaim (1992). La Figura 6, presenta los valores de pH a la entrada y salida del sistema. El rango de variación de pH en los cuatro meses estuvo entre 6,9 y 7,3; considerándose como óptimo ya que según Piedrahita 2000, un rango óptimo de pH para el proceso de digestión debe estar entre 6,5 y 7,5.

Por otra parte, se aprecia que los valores de pH a medida que se acercan a la salida se van estabilizando en el rango básico, lo cual es importante para el equilibrio en la etapa de metanización, cuyos rangos se encuentran dentro de los límites permisibles de la normatividad para verter en suelos y aguas. Los valores de pH están en los rangos obtenidos por Chará y Pedraza

(2002), en biodigestores de geomembrana y de plásticos, y por Marchaim (1992) y Cortsen, Lassen y Nielsen (1996), los cuales encontraron valores de influentes y efluentes en rangos de 7,0-8,5 y 6,1-8,0.

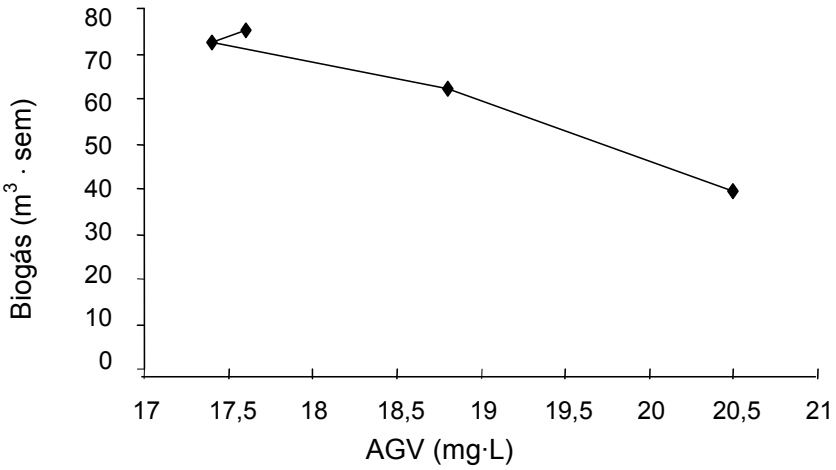

Figura 5. Relación entre la producción de biogás y AGV en el sistema en serie de biodigestores empleado para el aprovechamiento de excretas de porcinos.

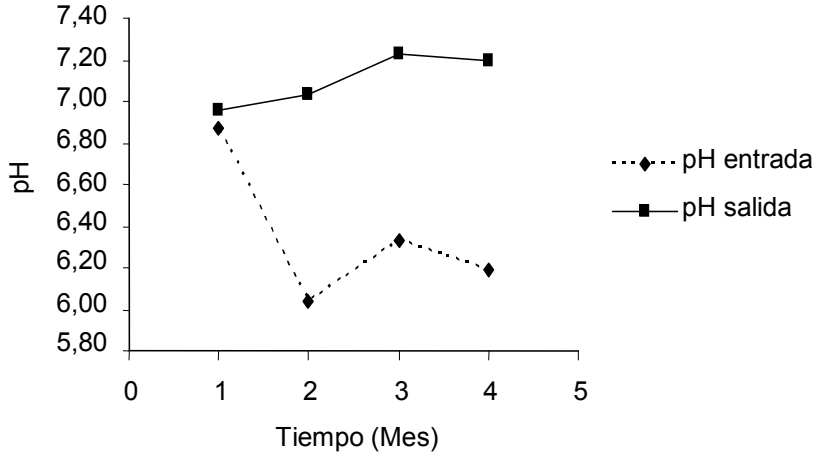

Figura 6. pH de entrada y salida del sistema en serie de biodigestores empleado para el aprovechamiento de excretas de porcinos.

La Figura 7, muestra los resultados de un análisis LSD, para los pH de entrada y salida del sistema. Se observa que existen diferencias estadísticamente significativas entre los valores de pH, siendo significativamente mayores los pH de salida,

aspecto que se considera lógico, ya que a medida que se estabiliza el sistema los pH se estabilizan a la salida en los rangos óptimos.

La Figura 8, muestra la relación existente entre el pH de entrada y salida del sistema. Aunque existe una correspondencia entre el pH de entrada y de salida, que permite predecir el comportamiento de este, los valores de pH dependen más de la variación de los AGV dentro del sistema, aspecto que concuerda con lo denotado por Chará y Pedraza (2002).

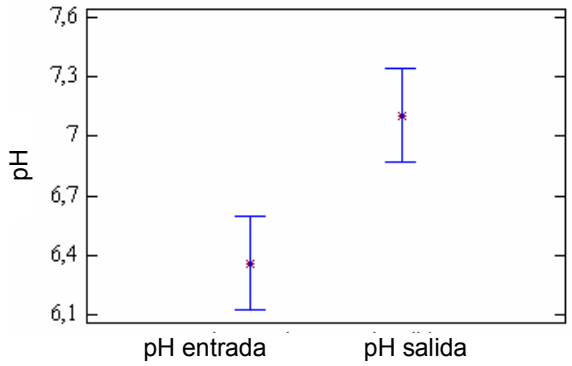

Figura 7. Análisis de LSD para pH de entrada y salida del sistema en serie de biodigestores empleado para el aprovechamiento de excretas de porcinos.

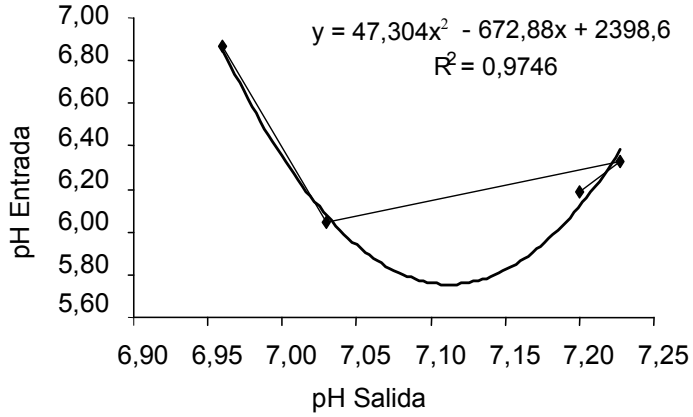

Figura 8. Relación entre el pH de entrada y el pH de salida del sistema en serie de biodigestores empleado para el aprovechamiento de excretas de porcinos.

La Tabla 4, muestra los resultados promedios de concentraciones de DBO, DQO y SST. Las concentraciones de la DQO y de los SST, en comparación con DBO, presentaron valores notablemente mayores tanto en la entrada como en la salida del sistema. Los valores de entrada de DBO, DQO y SST, estuvieron por encima de los

informados por Chará y Pedraza (2002) y por Cortsen, Lassen y Nielsen (1996), aspecto que muestra la eficiencia del proceso.

Tabla 4. Promedios de concentraciones de DBO, DQO y SST, en el sistema en serie de biodigestores empleado para el aprovechamiento de excretas de porcinos.

DBO		DQO		SST	
Entrada (g · L)	Salida (mg · L)	Entrada (mg · L)	Salida (mg · L)	Entrada (mg · L)	Salida (mg · L)
20.857,50	339,00	56.880,00	2.251,50	73.345,00	2.840,00
40.238,30	516,00	94.218,00	919,20	97.995,00	2.715,00
58.518,80	1.397,50	112.670,55	2.914,86	104.540,00	2.578,53
45.747,50	662,75	132.850,35	4.260,18	107.620,00	2.760,00

La Figura 9 y la Tabla 5, muestran los valores promedios mensuales de remoción de DBO, DQO y SST en el sistema. Se encontraron remociones promedio de DBO, DQO y SST de 97,4%, 96,1% y 95,1% respectivamente, valores que se estabilizaron al comenzar la etapa metanogénica. La tendencia a la disminución de las cifras de remoción de DBO y DQO inmediatamente terminada la fase de arranque y comenzada la de estabilización como sucede en el primer mes, y la posterior estabilización de estos entre el mes 3 y 4, coincide con los datos de Noyola (1997), el cual aduce que dicho comportamiento se debe al aumento de los lodos y de las bacterias metanogénicas. La alta remoción de los sólidos totales se debe a que gran parte de éstos, son sólidos volátiles, que son la materia prima para la producción del biogás, y en la medida que la producción de biogás sea mayor, mayor serán los porcentajes de remoción.

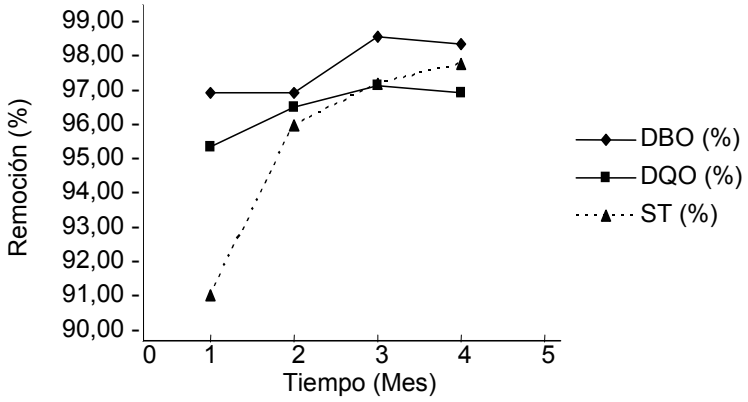

Figura 9. Remoción de la DBO, DQO y SST en el sistema en serie de biodigestores empleado para el aprovechamiento de excretas de porcinos.

Tabla 5. Remociones de cargas contaminantes de DBO, DQO y SST, en el sistema en serie de biodigestores empleado para el aprovechamiento de excretas de porcinos.

Tiempo	DBO	DQO	SST
		(%)	
Mes 1	96,5	94,9	90,3
Mes 2	96,6	96,1	95,5
Mes 3	98,3	96,8	96,8
Mes 4	98,1	96,6	97,5
Promedio	97,4	96,1	95,1

La Figura 10, muestra valores de remoción de DBO y DQO obtenidos por otros autores. Se puede observar una mayor eficiencia de remoción de cargas contaminantes expresadas en términos de DBO y DQO, comparadas con otros tipos de biodigestores, utilizados también en explotaciones porcícolas. Estos altos niveles de eficiencia en remoción de carga contaminante, en el sistema en serie se deben no sólo a los tiempos de retención sino a la mayor generación de bacterias metanogénicas en el biodigestor Taiwán.

Estos valores de remoción se encuentran por encima de los porcentajes de remoción exigidos por la normatividad ambiental específicamente en el Decreto 1594 de 1984, para poder verter los efluentes líquidos y sólidos.

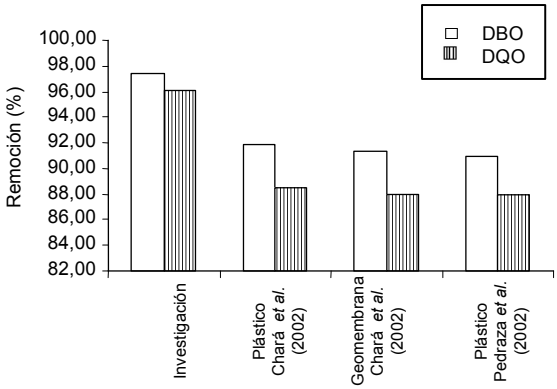

Figura 10. Valores de remoción de DBO y DQO obtenidos en un sistema de biodigestión en serie comparados con otras propuestas de tratamiento de excretas de porcinos.

La Figura 11, muestra la relación existente entre la remoción de DBO, DQO y SST con la producción de biogás. Se observa que existe una relación directa entre los porcentajes de remoción de la carga contaminante con la producción de biogás, cuyas tendencias en el comportamiento de cada una de estas variables se pueden predecir a partir de las ecuaciones que se dan a conocer en la Figura 10, con un nivel de confianza del 95%.

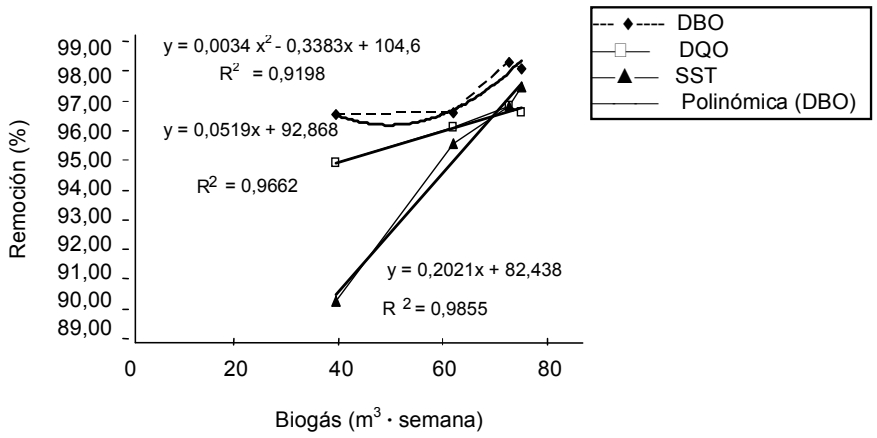

Figura 11. Relación entre DBO, DQO, SST y la producción de biogás en el sistema en serie de biodigestores empleado para el aprovechamiento de excretas de porcinos.

De la Tabla 6, se deriva que hay aumento del pH debido a que las muestras se tomaron en la fase de acidificación, la materia orgánica ha disminuido debido a un proceso de degradación que además ha afectado a los demás parámetros de fertilidad, configurándolos de una manera más balanceada.

Es importante la disminución del contenido de magnesio en el efluente con respecto al influente, ya que se está presentando una relación directa con el contenido de calcio, y no inversa como en el influente, la cual no es apropiada para aplicaciones frecuentes en suelos.

Como enmienda base para posibles usos como fertilizantes, se encontró que el efluente presenta una alta concentración de elementos bases como son el calcio, magnesio, potasio y fósforo, que permiten su posible utilización.

Tabla 6. Fertilidad del influente y del efluente en un sistema en serio de biodigestores para el aprovechamiento de excretas de porcinos.

Parámetro	Influente	Efluente
pH (cmol · kg)	6,3	6,6
MO (cmol · kg)	2,8	1,7
Ca (cmol · kg)	258,0	216,0
Mg (cmol · kg)	288,0	141,0
K (cmol · kg)	876,0	689,0
P (mg · kg)	378	272
Fe (mg · kg)	22	4
Mn (mg · kg)	5	1
Cu (mg · kg)	3	1
Zn (mg · kg)	23	4
B (mg · kg)	4,2	1,1
$N\text{-}NO_3$ (mg · kg)	8	8
$N\text{-}NH_4$ (mg · kg)	386	455

La Tabla 7, expone una comparación de los nutrientes obtenidos en biodigestores plásticos, con los del sistema en serie de esta investigación. Los valores de nitrógeno fósforo magnesio y calcio se encuentran dentro de los rangos normales para excretas porcinas, pero los valores de potasio están por encima de los niveles normales, lo que posiblemente se debe a que al biodigestor se le este alimentando con la mezcla de altas cantidades de orina.

Tabla 7. Contenido de nutrientes en el efluente de biodigestores plásticos empleados para el parovechamiento de exretas de porcinos.

	Nitrógeno	Fósforo	Potasio	Calcio	Magnesio
			%		
Biodigestor Reserva Pozo Verde (Pedraza *et al*. 1999)	0,063	0,01	0,1	0,13	0,018
Biodigestor Hacienda Lucerna (Pedraza *et al*. 1999)	0,07	0,01	0,045	0,02	0,01
Investigación	0,05	0,02	34	4,32	1,69

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Esta investigación da a conocer que el sistema en serie de un biodigestor GTZ y uno Taiwán, es una excelente alternativa para el tratamiento de aguas residuales de origen porcino, ya que se logran altas remociones de carga contaminante y altas eficiencias en la producción de biogás.

La producción de biogás se estabilizó ligeramente por encima de la relación 3:1 biogás / biodigestor, comportándose este sistema, como un biodigestor de alta tasa, con rendimiento promedio de 70 $m^3 \cdot$ sem de biogás, posterior a la estabilización del sistema, para un biodigestor de 12 m^3 de capacidad.

Existe una relación de dependencia entre el pH de salida, las remociones en DBO, DQO, SST y la producción de biogás, que permiten predecir la tendencia del comportamiento de la carga contaminante en función de la producción de biogás.

Con este sistema en serie en clima frío, con temperaturas promedias de 16°C y un tiempo de retención de 45 días, se pueden esperar remociones promedio de DBO, DQO y SST del 97,4%, 96,1% y 95,1% respectivamente, y pH a la salida cercanos a la neutralidad, cuyos resultados son un indicativo de la alta eficiencia del sistema tanto en producción de biogás, como en remoción de carga contaminante.

A partir del conocimiento de la capacidad metanogénica del sistema, y el comportamiento que este presentó, se concluye que el sistema en serie funciona realizando las etapas de hidrólisis y acidificación en el biodigestor GTZ, mientras que la etapa de metanización se realiza en el biodigestor Taiwán, cumpliendo de esta manera con los objetivos de la investigación.

Los porcentajes de remoción de la carga contaminante, se encuentran por encima de los valores encontrados en otros sis-

temas de flujo continuo, además, son superiores a los niveles permisibles para verter residuos sólidos y líquidos, según la normatividad ambiental.

Es viable la utilización de los residuos sólidos del efluente como enmienda para fertilización de suelos, dada la alta concentración de elementos bases como el calcio, magnesio, potasio y fósforo.

Se considera importante realizar nuevas investigaciones reduciendo los tiempos de retención y variando la relación agua/estiércol, con el fin de analizar la eficiencia del sistema con otras condiciones de trabajo en campo.

AGRADECIMIENTOS

A los auxiliares de investigación Ingenieros Agrícolas Robinsón Osorio Hernández; Juan Fernando Zuluaga Orrego y Matías Medina Ochoa.

BIBLIOGRAFÍA

Bicudo, J.R., and I.F. Svoboda. 1995. Effects of intermittent-cycle extended-aeration treatment on the fate of nutrients, metals and bacterial indicators in pig slurry. Bioresour. Technol. 54(1):63-72.

Boopathy, R. 1998. Biological treatment of swine waste using anerobic baffled reactors. Bioresour. Technol. 64(1):1-6.

Bui Xuan An, L. Rodríguez J., S.V. Sarwatt, T.R. Preston and F. Dolberg. 1997. Installation and perfomance of low cost polyethylene tube biodigesters on small scale farms. World Animal Rev. (88):38-47. FAO, Rome, Italy.

Catunda, P.F. and A.C. Van Haandel. 1996. Improved performance and increased applicability of waste stabilization ponds by pretreatment in UASB reactor. Water Sci. Technol. 33(7):147–156.

Chará J.D. y G.X. Pedraza. 2002. Instalación y mantenimiento de biodigestores plásticos. p. 26-35. En: Chará, J.D. (ed.). Biodigestores plásticos de flujo continuo, investigación y transferencia en países tropicales. CIPAV, Cali, Colombia. 277 p.

Chará J.D. y S. Giraldo. 2001. Evaluation of polyethylene and pvc tubular bio-digesters in the treatment of swine wastewater. Livestock Res. Rural Dev. 14(1):145-166.

Cortsen, L., M. Lassen, and K. Nielsen. 1996. Evaluation of small scale biogas digester in Turiani, Nronga and Amani. Recycling and energy. University of Aarhus, Denmark. 216 p.

Coto, J.M. 1985. Producción microbiana, eficiencia del biodigestor aspectos relacionados. En: Diseño y construcción de biodigestores Simposio Centroamericano sobre Aplicaciones de Energía Biomásica 2 ed. Editorial Tecnológica de Costa Rica, Cartago, Costa Rica. 41 p.

Duque, C.O. 1996. Características fisicoquímicas de excretas porcinas y su impacto ambiental. p. 17. En: Memorias. XX Congreso Nacional de Medicina Veterinaria y de Zootecnia. Santa Marta, Colombia.

Ferreira L.A., J.R. Lucas and L. Amaral. 2003. Partial characterization of the polluting load of swine wastewater treated with an integrated biodigestion system. Bioresour. Technol 90(2):101-108.

Marchaim, U. 1992. Biogas processes for sustainable development. Agricultural Services Bulletin (FAO), no. 95, Rome, Italy.

Noyola R., A. 1997. Tratamiento anaerobio de aguas residuales. En: Foro Internacional Comparación de dos Tecnologías en Aguas Residuales Domésticas para Municipalidades. Universidad Nacional de Colombia, Medellín. 40 p.

Pedraza, G., J. Chará, N. Conde, S. Giraldo y L. Giraldo. 2002. Evaluación de los biodigestores en geomenbrana (PVC) y plástico de invernadero en clima medio para el tratamiento de aguas residuales de origen porcino. p. 145-166. En: Chará, J. D. (ed.). Biodigestores plásticos de flujo continuo, investigación y transferencia en países tropicales. CIPAV. Cali, Colombia. 277 p.

Pedraza, G., J. Chará y Conde 1999. Descontaminación de aguas N. servidas en la actividad agropecuaria. Fundación CIPAV, Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural, COLCIENCIAS, ECO-FONDO, Cali, Colombia. 13 p.

Pérez, J. 2002. Potencial hidrógeno. En: Manual de Potabilización del agua. Universidad Nacional de Colombia, Medellín. 10 p.

Piedrahita, D. 2000. Elementos para una tecnología sobre producción de biogás. Universidad Nacional de Colombia, Medellín. 137 p.

Santana, A. 1985. Factores que afectan la población microbiana de los biodigestores. p.17-24. En: Diseño y construcción de biodigestores. 2ed. Editorial Tecnológica de Costa Rica, Cartago, Costa Rica.

Taiganides, P.E. 1994. Reciclaje y manejo de excretas de ganado porcino: una perspectiva global y colombiana. p. 20-52. En: VII Congreso Nacional y III Congreso Internacional de Porcicultura. Universidad del Valle, Cali, Colombia.

Veenstra S, Alaerts G. 1998. Tech-nology selection for pollution control. En: Memorias Conferencia Internacional de Agua y Sostenibilidad. CINARA - Universidad del Valle, Santiago de Cali, Colombia.