



Efecto del biodigestor plástico de flujo continuo en el tratamiento de aguas residuales de establos bovinos

Julián Estrada- Alvarez¹, Germán Gómez-Londoño², Alberto Jaramillo-Jimenez²

¹Instituto de Biotecnología Agropecuaria, Universidad de Caldas, Manizales, Colombia.

²Departamento de Sistemas de Producción, Universidad de Caldas, Manizales, Colombia.

jestrada@ucaldas.edu.co

(Recibido: 27 junio, 2008; aprobado: 5 septiembre, 2008)

RESUMEN: El presente trabajo se realizó con el objeto de evaluar el efecto del biodigestor de flujo continuo en el tratamiento de aguas residuales y excretas (estiércol + orina) de establos bovinos para inactivar su contaminación bacteriológica y transformarlas en biofertilizantes. El análisis se estratificó por tipo de muestra (sólido y líquido) y para cada variable se evaluó el efecto de origen de la muestra (agua proveniente de la represa, afluente de entrada y efluente o salida del biodigestor) con 3 replicas en el tiempo (cada 6 meses), las cuales fueron analizadas en el laboratorio de calidad de aguas de la Universidad de Caldas. Como resultado, el número de coliformes mL^{-1} pasó de 7×10^9 UFC a 0, los sólidos totales (ST) disminuyeron en un 58,8%, la demanda química de oxígeno (DQO) en un 45,3% y la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) en 43,4% mg L^{-1} . El pH conservó valores de neutralidad de 6,6. En cuanto a los minerales, se encontró un aumento en el contenido de P 14,8%, Mg 14,5%, Na 58,3%, Zn 35,5% Cu 29,4%, y una reducción en Cenizas 6,9%, Ca 12,4%, Fe 16,6%, Mn 6,9%. El olor fétido de la excreta se eliminó en su totalidad.

Palabras clave: contaminación, efluente, excretas bovinas, tratamiento de aguas residuales.

Effect of the constant flow plastic biodigestor in the treatment of waste waters

ABSTRACT: This work was undertaken with the purpose of evaluating the effect of the continual flux goal plastic biodigestor on the treatment of contaminant water and manure (feces plus urine) from a cattle barn in order to inactivate bacteriological contamination and transform it into biofertilizer. The statistical analysis was stratified for each type of substrate sampled (solid or liquid), to evaluate the effect of sample origin (dam, and biodigestor influx or efflux) with three replicates in time (every six months). All samples were analyzed in the Water Quality Laboratory of the Universidad de Caldas. The number of coliforms $\cdot\text{mL}^{-1}$ passed from 7×10^9 UFC to 0, total solids (TS) were reduced 58.8%, the chemical oxygen demand (QOD) in 45.3%, and biochemical oxygen demand (BOD) on 43.4% after biodigestor treatment. The pH stayed at neutrality (6.6), and the mineral content increased 14.8 % for P, 14.5% for Mg, 58.3% for Na, 35.5% for Zn, and 29.4% for Cu. We also detected a reduction of 6.9% in ashes, 12.4% in Ca, 16.6% in Fe, and 6.9% in Mn. The fetid smell of manure was completely eliminated after treatment.

Key words: contamination, effluent, manure, residual water treatment.

Introducción

La correcta disposición de excretas bovinas se ha convertido en uno de los factores más limitantes en los procesos de producción animal en ganaderías de leche y doble propósito, por los volúmenes de producción de materia fecal durante el proceso de ordeño en establo que ocasiona grandes problemas de contaminación ambiental. En el departamento de Caldas se calcula que menos del 2% de las explotaciones tienen sistemas de tratamiento de excretas (estiércol + orina) (URPA, 2002), siendo estas granjas propiedad de productores económicamente solventes. Lo anterior nos indica que existe una gran cantidad de productores que no dan tratamiento alguno a las excretas y las vierten directamente a fuentes de agua que generalmente están ubicadas en las partes bajas de la granja, causando serios problemas de contaminación en quebradas y acuíferos subterráneos por coliformes y nitratos en suelos y acuíferos (Ramon et al., 2006) y su aporte al calentamiento global con la emisión de gases como el metano, monóxido de carbono y dióxido de carbono (Carmona et al., 2005). Esta contaminación determina el pago de tasa retributiva a través de las corporaciones regionales, las cuales calculan el daño ambiental causado por esta mala práctica de vertimientos con base en el Decreto N° 3100 de octubre 30 de 2003 expedido por el Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial.

Por su alto contenido de nutrientes y efecto benéfico sobre la composición del suelo, las excretas son utilizadas en forma directa para la fertilización de cultivos, pero en la mayoría de los casos su aplicación se hace sin el previo tratamiento y depuración, para evitar que las altas concentraciones de huevos, larvas de parásitos o gérmenes como los coliformes fecales produzcan enfermedades infecciosas capaces de causar hasta la muerte en los animales y el hombre (Soria et al., 2001).

En el país se han utilizado varios tipos de estructuras para la recolección, que permiten un tratamiento y depuración previa del estiércol,

orina, agua vertida y alimento desperdiciado en explotaciones animales. Las más comúnmente reportadas son:

Fosas de recolección: Son fosas de recepción situadas bajo el piso, los nutrientes se conservan durante el almacenamiento hasta por 12 meses, con una pérdida mínima. Este sistema es frecuente en zonas frías.

Drenaje por gravedad: Permite el drenaje por gravedad a una instalación exterior por un canal con desagüe inferior.

Sistemas a chorro de agua: El chorro de agua barre y diluye el estiércol y otros materiales a fosas de 60 a 90 cm de profundidad, que descargan en un estanque o laguna de donde se retira la excreta cuando hace falta hacerlo.

Raspado mecánico: Frecuentemente se usan raspadores mecánicos para eliminar estiércol de las fosas situadas bajo los pisos. Tienen la desventaja de que necesitan mantenimiento.

Almacenamiento de las excretas al aire libre: las excretas se depositan en estanques situados por debajo del nivel del suelo, sobre la superficie del suelo o en tanques prefabricados, y almacenan provisionalmente el producto (3 a 12 meses). Este método ocupa una mayor superficie y por lo tanto acumula más agua de lluvia.

Estanques de decantación o estercoleros: Estos tanques permiten que los productos sólidos se asienten y los líquidos drenen. Así se agregan pocos sólidos a las lagunas de contención y se disminuye la tasa de carga, el potencial de malos olores y la tasa de formación de fangos.

Lagunas de tratamiento anaeróbico: Este tipo de estructura profunda colecta en tierra el estiércol y lo descompone bajo la acción de bacterias anaeróbicas; la mayor parte de los sólidos contenidos en el estiércol se convierte en líquidos y gases, disminuyendo su contenido orgánico y el valor nutriente del estiércol. Las lagunas deben estar selladas para impedir filtraciones al agua

subterránea (Ministerio del Ambiente, 2003; SAC, 2002). El tamaño de estas lagunas se calcula según la cantidad de estiércol que se vaya a tratar. Generalmente se descarga una o dos veces al año, pero nunca se vacía completamente. El efluente de la laguna se usa para fertilizar la tierra o, en el reciclado, para recargar los sistemas de fosas (Asociación Colombiana de Porcicultores, 2000).

Lagunas de etapas múltiples: Las lagunas de dos etapas complementan los sistemas aeróbicos, proporcionando almacenamiento provisional antes de la aplicación como fertilizante. La segunda etapa permite mantener un volumen máximo en las lagunas anaeróbicas primarias para estabilizar el estiércol que ingresa y realizar allí un adecuado tratamiento biológico (Ministerio del Ambiente, 2003; SAC, 2002).

Tratamiento aeróbico: La principal ventaja de las lagunas aireadas es la digestión, más completa que la anaeróbica y un producto más libre de malos olores. En las lagunas aeróbicas naturales o lagunas de oxidación, el oxígeno se extiende sobre la superficie aire/agua. La cantidad de oxígeno consumido puede acelerarse agitando el agua, su desventaja es el costo de operación continua de los aireadores (Ministerio del Ambiente, 2003; SAC, 2002).

Generación de olores en los procesos de tratamiento: La generación de olores desagradables, metano, ácido sulfhídrico y otros gases típicos del proceso de tratamiento anaeróbico, varían de acuerdo con la ubicación, las prácticas de producción, la época del año, la temperatura, la humedad, la hora del día, la velocidad y dirección del viento, elementos presentes naturalmente en el ambiente y se originan en tres fuentes: las instalaciones de alojamiento, almacenamiento y tratamiento del excremento y la aplicación a la tierra. Los olores que se generan en las instalaciones se pueden disminuir fácilmente manteniéndolas limpias y ventiladas (Ministerio del Ambiente, 2003). En los sistemas de tratamiento de laguna se generan más olores durante su etapa inicial, por la actividad microbiana que todavía no ha logrado su eficiencia óptima. Cuando esos

procesos biológicos se estabilizan, los olores son casi inapreciables y son generados en las capas más profundas de la laguna. Las capas superiores, aeróbicas, son mucho menos olorosas y cuando las aguas de esta capa se aplican como fertilizantes, el olor es mínimo y se disipa rápidamente. El manejo apropiado del control de malos olores es un proceso de muchas etapas (C.R.Q., et al., 2003), pero una de las mejores alternativas es la utilización de un biodigestor de flujo continuo (FAO, 1995).

La FAO propone un prototipo denominado: "Biodigestor plástico de flujo continuo, generador de gas y bioabono a partir de aguas residuales servidas", el cual es sencillo y económico. Las principales características de éste son: polietileno calibre 8 resistente a la luz ultravioleta (LUV), con capacidad para varios m³ y tiempo aproximado de retención para la digestión anaerobia de la materia orgánica diluida de 30 a 40 días en zonas tropicales con temperaturas promedio de 30°C (FAO, 1995). La temperatura es un parámetro importante en la operación del biodigestor anaerobio, para obtener un crecimiento bacteriano adecuado y aumentar la velocidad de las reacciones bioquímicas que se dan en el proceso (Mejía, 1996).

Los biodigestores producen efluentes que son una excelente alternativa como fertilizantes orgánicos, sin embargo, es necesario tener en cuenta el fenómeno denominado mineralización del nitrógeno, donde las formas orgánicas del nitrógeno pasan hacia formas iónicas, para que las plantas puedan absorberlo (Asociación Colombiana de Porcicultores, 2000). Para utilizar dichos efluentes como fertilizantes, es necesario darles un tratamiento que mejore la concentración de sus minerales y elimine o inactive microorganismos patógenos como bacterias, protozoos, larvas, huevos, pupas de insectos, agentes infecciosos, reduciendo la contaminación ambiental y convirtiendo las excretas en residuos útiles sin riesgo de transmisión de enfermedades (McCaskey, 1990).

El material resultante de la biodigestión (efluente) puede ser directamente usado como abono y acondicionador del suelo, los nutrientes como el

nitrógeno se tornan más disponibles y otros como el fósforo y el potasio no se ven afectados en su contenido y disponibilidad.

Los vertimientos generados a partir de la concentración de animales en establos de ordeño, aumentan significativamente la concentración de sólidos totales (ST) y la demanda biológica (DBO) y química de oxígeno (DQO). Por ello los productores deben adoptar procesos y tecnologías más amigables con el medio ambiente y de fácil adopción que permitan solucionar de manera eficiente esta problemática de contaminación del recurso hídrico.

Un biodigestor es un compartimiento hermético, en el cual la materia orgánica se fermenta en ausencia de oxígeno, generando un gas combustible que posee aproximadamente 66% de metano y 33% de bióxido de carbono (FAO, 1995).

La digestión anaerobia que se desarrolla en los biodigestores es un proceso complejo desde el punto de vista microbiológico y está enmarcado en el ciclo anaerobio del carbono, que en ausencia de oxígeno transforma sustancias orgánicas en biomasa y compuestos inorgánicos en su mayoría volátiles: CO_2 , NH_3 , H_2S , N_2 y CH_4 (Soubes, 1994). De forma natural, este proceso ocurre en el tracto digestivo de animales y debajo de aguas estancadas o pantanos, pero también puede realizarse en depósitos cerrados herméticamente, llamados digestores. Estos se utilizan cuando se quiere captar todos los productos obtenidos de la descomposición anaerobia (gases y sólidos), ya que el ambiente oscuro y sin aire favorece el medio óptimo para el cultivo intensivo de bacterias anaerobias (Salazar, 1993). En esta condición, cuando se acumulan polímeros naturales orgánicos como proteínas, carbohidratos, celulosa, etc., se produce un rápido consumo de oxígeno, de nitrato y de sulfato por los microorganismos, produciéndose la metanogénesis; en estas condiciones, el nitrato se transforma en amonio y el fósforo queda como fosfato. También se reducen los iones férrico y mangánico, debido a la ausencia de oxígeno.

El método básico consiste en alimentar el digestor con materiales orgánicos y agua, dejándolos un período de semanas o meses, a lo largo de los cuales, en condiciones ambientales y químicas favorables, el proceso bioquímico y la acción bacteriana se desarrollan simultánea y gradualmente, descomponiendo la materia orgánica hasta producir grandes burbujas que fuerzan su salida a la superficie donde se acumula el gas (Verástegui, 1980).

La digestión anaerobia, a partir de polímeros naturales y en ausencia de compuestos inorgánicos, se realiza en tres etapas: 1) hidrólisis y fermentación, en la que la materia orgánica es descompuesta por la acción de un grupo de bacterias hidrolíticas anaerobias que hidrolizan las moléculas solubles en agua, como grasas, proteínas y carbohidratos, y las transforman en monómeros y compuestos simples solubles; 2) acetogénesis y deshidrogenación, donde los alcoholes, ácidos grasos y compuestos aromáticos se degradan produciendo ácido acético, CO_2 e hidrógeno que son los sustratos de las bacterias metanogénicas; 3) metanogénesis en la que se produce metano a partir de CO_2 e hidrógeno, por acción de bacterias metanogénicas (Marty, 1984).

La concentración de hidrógeno juega un papel fundamental en la regulación del flujo del carbono en la biodigestión. Los microorganismos que en forma secuencial intervienen en el proceso son: 1) bacterias hidrolíticas y fermentadoras; 2) bacterias acetogénicas obligadas reductoras de protones de hidrógeno (sintróficas); 3) bacterias sulfato reductoras (sintróficas facultativas) consumidoras de hidrógeno; 4) bacterias homoacetogénicas; 5) bacterias metanogénicas; 6) bacterias desnitrificantes (Soubes, 1994).

La principal función de los biodigestores es convertir la materia orgánica y sub productos agrícolas en biogás y efluentes. Las condiciones dentro del biodigestor deben controlarse de tal forma que las poblaciones de bacterias metanogénicas estén balanceadas con las acidogénicas y así evitar descensos excesivos del pH, teniendo en cuenta que cualquier cambio en las características del biorreactor puede afectar la

población bacteriana ocasionando variaciones en la producción de gas y una eventual deficiencia en el proceso de purificación de efluentes (Villamil et al., 2000).

El fertilizante producido o bioabono sólido o líquido producto del proceso de digestión anaerobia no posee mal olor ni atrae moscas, a diferencia del estiércol fresco, y puede aplicarse en las cantidades recomendadas directamente al campo en forma líquida (McCaskey, 1990) o sólida; además, puede deshidratarse y almacenarse para usarlo posteriormente, con pérdidas por volatilización hasta del 60% de nitrógeno (Day, 1987). Según Botero y Thomas (1987), la composición del bioabono en promedio tiene 8,5% de materia orgánica, 2,6% de nitrógeno, 1,5% de fósforo, 1,0% de potasio y un pH de 7,5. De acuerdo con Mandujano (1981), un metro cúbico de bioabono producido y aplicado diariamente, puede fertilizar más de 2 ha de tierra por año y proporcionar hasta 200 kg de N ha⁻¹ de los que estarán disponibles en el primer año entre 60 y 70 kg. El bioabono no deja residuos tóxicos en el suelo, eleva la calidad del mismo y puede considerarse como un buen fertilizante que puede competir o complementarse con los fertilizantes químicos.

Con el objeto de realizar una evaluación de los contenidos que como fertilizante presentan las fases sólidas y líquidas de los efluentes y del tratamiento e inactivación de los patógenos (coliformes principalmente), y de reducir el nivel de contaminantes que la excreta líquida y sólida de bovinos generados por la utilización de aguas en el lavado del establo en la ganadería de doble propósito en la Granja La Cruz contienen, se implementó un biodigestor plástico de flujo continuo para la digestión anaerobia e inactivación bacteriológica de dichos desechos.

Materiales y Métodos

Área de estudio. El trabajo se desarrolló en la Granja La Cruz, propiedad de la Universidad de Caldas, ubicada a 75° 43' 19,8" de longitud oeste y 5° 07' 35" de latitud norte, con 1.053 msnm

y una temperatura promedio de 24°C, humedad del 75% y precipitación anual de 1.576 mm, correspondiente a la zona de vida de bosque seco tropical.

Materiales. Se utilizó el biodigestor plástico de flujo continuo con las siguientes características: 72 m³ de capacidad, la fosa posee 24 m de longitud por 3 m de ancho arriba, 2,5 m de ancho en el fondo y una profundidad de 1,5 m. Las paredes longitudinales de la fosa presentaron un talud del 10%. El desnivel a lo largo del piso fue de 5%, el biodigestor está provisto de una caja de entrada y otra de salida y de 1 m³ construida en concreto, para impedir filtraciones de líquido al exterior, separadas de la fosa del biodigestor por un muro de bloques de 10 cm de ancho. Ambas cajas cumplen la función de codos o sifones.

Se utilizó un tubo doble de polietileno calibre 8 pigmentado, protegido contra luz ultravioleta (LUV) de 3 m de diámetro y 24 m de largo, sobre un piso seco y firme. En la parte superior y hacia el centro se realizó el acople de 2 pulgadas en tubo de PVC para la salida del gas metano producido. El extremo libre se acopló a una manguera para la conducción del gas. El biodigestor se llenó hasta el 50% de su capacidad, con excreta líquida de bovino y se verificó que no quedaran fugas de agua o gas durante el llenado y funcionamiento, la biodigestión de la excreta líquida se realizó durante 46 días.

Muestreo. El muestreo fue realizado entre junio del 2006 y julio del 2007; se tomaron 3 muestras (una cada seis meses) de 500 ml de agua, en frascos estériles, de las fuentes de agua que llegan al establo procedente de la represa (agua para el lavado del establo), del afluyente (la excreta líquida procedente del lavado del establo) y del efluente al término del proceso de biodigestión, las cuales fueron remitidas al laboratorio de calidad de aguas de la Universidad de Caldas para su análisis. Las muestras del afluyente y del efluente fueron analizadas independientemente, tanto en su parte líquida como en la sólida, y se le realizaron las siguientes determinaciones. En el agua del lavado (represa) del establo: pH, alcalinidad, dureza, sólidos totales, calcio, fósforo,

magnesio, potasio, sodio, hierro, manganeso, zinc y cobre. Para el afluente y el efluente en su parte líquida: pH, sólidos totales, calcio, fósforo, magnesio, potasio, sodio, hierro, manganeso, zinc y cobre. Para la parte sólida del afluente y el efluente fueron: cenizas, calcio, fósforo, magnesio, potasio, sodio, hierro, manganeso, zinc y cobre, y como pruebas para determinar la actividad biológica se realizaron: Unidades Formadoras de Colonias, coliformes totales, temperatura, demanda biológica de oxígeno (DBO) y concentración de materia orgánica.

Análisis estadístico. Para la realización del análisis estadístico se empleó el Programa SAS (SAS Inst. Inc., Cary, NC), se realizó un análisis de varianza usando el PROC GLM con ajuste para mediciones repetidas. El análisis se estratificó por tipo de muestra (sólido y líquido) y para cada variable se evaluó el efecto de origen de la muestra (agua proveniente de la represa, afluente entrada y efluente o salida del biodigestor) con 3 replicas en el tiempo (cada 6 meses). Los resultados se reportan como medias de mínimos cuadrados más o menos el error estándar.

Resultados y Discusión

Análisis físico, químico y microbiológico en la biodigestión de la excreta

Mejía (1996) señala que las características del sustrato suministrado al biodigestor anaerobio son de gran importancia, ya que los requerimientos nutrimentales de los microorganismos anaerobios son especiales, debido a su lento metabolismo y a que la regeneración de nuevas células también es muy baja, la fijación de los elementos nutritivos como el nitrógeno y el fósforo es escasa, no así el consumo de carbono que es transformado en metano y dióxido de carbono. En la biodigestión, el material orgánico se separa y se precipita en forma natural depositándose en forma de lodos en el fondo. Los elementos nutricionales en el material orgánico son utilizados por los microorganismos para realizar sus procesos metabólicos. La parte líquida (efluente) se evaluó, por ser la que se puede aplicar en sistemas de irrigación o a los cultivos de manera foliar.

La calidad del efluente obtenido de la biodigestión de la excreta varía de acuerdo con la cantidad de sólidos totales contenidos en ésta, ya que estos sólidos son los que sirven de alimento a los microorganismos responsables de la biodigestión. Por ello, entre mayor sea la concentración de sólidos totales, se tendrá mayor contenido de nutrimentos en el efluente (Botero & Thomas, 1987).

A continuación se reportan los resultados donde se muestran las diferencias encontradas en la fase líquida de las 3 muestras en sus 3 momentos, así (Tabla 1):

Tabla 1. Parámetros en el afluente y efluente sólidos del biodigestor anaerobio.

	Parámetros Afluente (carga inicial)	Parámetro Efluente (carga final)
Cenizas %	54,43	50,68
Fósforo %	0,27	0,31
Calcio p.p.m.	7,28	6,38
Magnesio p.p.m.	3,65	4,18
Potasio p.p.m.	6,98	9,07
Sodio p.p.m.	0,48	0,76
Hierro p.p.m.	5729,13	4782,38
Manganeso p.p.m.	317,83	296,2
Zinc p.p.m.	136,22	184,67
Cobre p.p.m.	23,87	30,91
pH	6,6	6,9
DQO (mg L-1)	1460	799
DBO (mg L-1)	435	189
ST (mg L-1)	2716	1120
UFC coliformes	7×10^9	0

Fuente: Laboratorio de aguas. Universidad de Caldas, 2006-2007.

pH. El pH presentó diferencias ($P < 0,05$) entre el agua de lavado (represa) y el afluente; no así entre el agua de lavado y el efluente (Figura 1). Estos pH se encontraron entre 6,4 y 6,78 en el afluente y 7,02 y 7,8 en el agua de lavado, valores que se hallan dentro del rango óptimo (6,6 a 7,6), valores similares a los encontrados por Ruiz et al., 2000; Soria et al., 2001; Villalobos, 2003; Caldera et al., 2003; Ramón et al., 2006. Este rango óptimo de pH indica que el proceso se está desarrollando correctamente y se puede

lograr una mayor eficiencia en la biodigestión, porque el equilibrio ácido-base que tiene lugar en la operación de los biodigestores anaerobios es importante por la presencia de los diversos tipos de microorganismos que están en el medio y que requieren ser neutralizados para restituir el pH (Mejía, 1996). Por otra parte, el pH es un criterio importante como indicativo de la disponibilidad de los nutrientes.

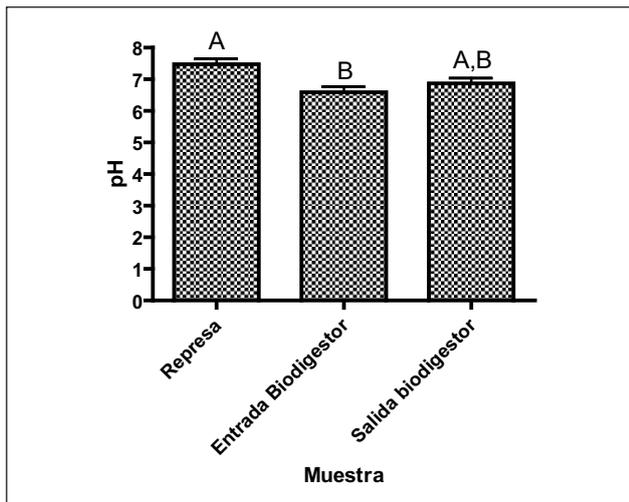


Figura 1. pH del agua de lavado, afluente y efluente del biodigestor de flujo continuo. Los promedios identificados con letras diferentes son diferentes en la prueba de Tukey - Kramer.

Sólidos totales. No se encontraron diferencias significativas para los sólidos totales (ST) de las 3 muestras en su fase líquida, su importancia radica en el aporte de minerales solubles que se encuentran en este sustrato y que se incorporan al suelo.

Calcio (Ca). Se encontraron diferencias altamente significativas ($P < 0,01$) para el calcio entre las 3 muestras líquidas (Figura 2), a pesar de que en el agua de lavado (represa) no se contaba con niveles importantes, al mezclarla con la orina y las heces se eleva significativamente (alta solubilidad en la fase líquida), pero luego se ve reducida en el efluente, marcando una alta diferencia en comparación con el agua de lavado. Esto puede indicar que los microorganismos dentro del biodigestor utilizan parte de este calcio para su crecimiento. Como lo afirman Noyola y Monroy (1994), que encontraron que los residuos orgánicos obtenidos después de

la biodegradación anaerobia (efluente) tienen mayor riqueza nutricional que los obtenidos en la biodegradación aerobia.

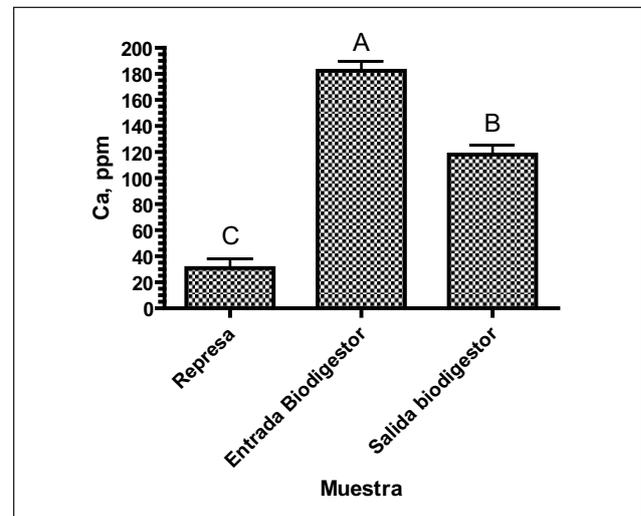


Figura 2. Calcio del agua de lavado, afluente y efluente del biodigestor de flujo continuo. Los promedios identificados con letras diferentes son diferentes en la prueba de Tukey - Kramer.

Fósforo (P). Se encontraron diferencias significativas ($P < 0,05$) entre el agua de la represa y el afluente y efluente; sobresalió la ausencia de P en el agua de lavado (Figura 3), lo que sugiere que no se presenta contaminación de la fuente de agua en la represa y que el aporte realizado por los animales a través de las excretas se mantiene para ser suministrado al suelo como biofertilizante.

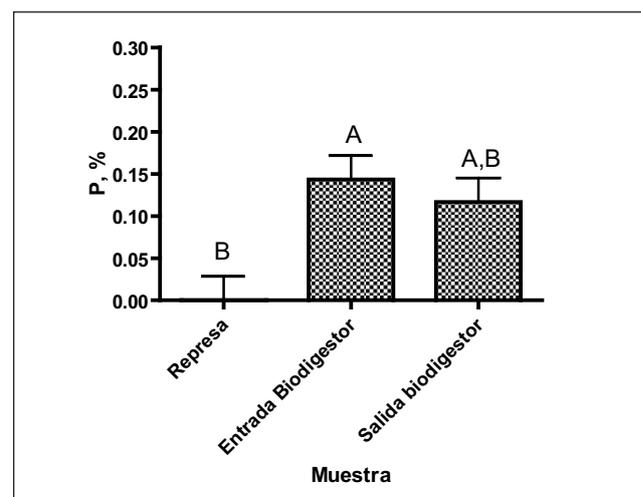


Figura 3. Fósforo del agua de lavado, afluente y efluente del biodigestor de flujo continuo. Los promedios identificados con letras diferentes son diferentes en la prueba de Tukey - Kramer.

Magnesio (Mg) y Potasio (K). La tendencia es muy parecida para estos dos minerales, donde se encuentran diferencias altamente significativas ($P < 0,01$) en los 3 muestreos (Figura 4), lo cual

sugiere que los microorganismos dentro del biodigestor utilizan para su crecimiento parte de los minerales disueltos en su fase líquida.

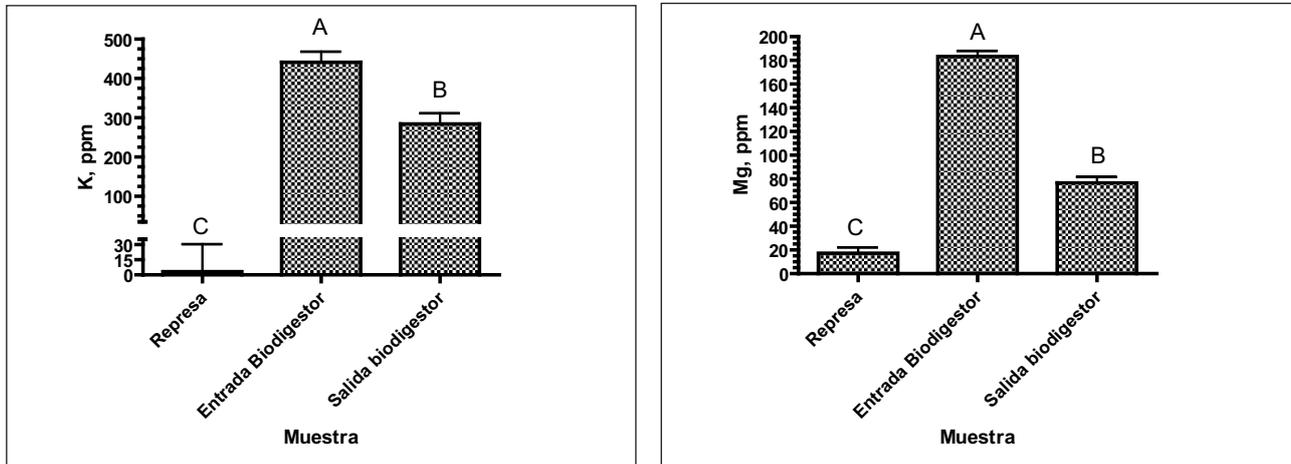


Figura 4. Magnesio y Potasio del agua de lavado, afluyente y efluente del biodigestor de flujo continuo. Los promedios identificados con letras diferentes son diferentes en la prueba de Tukey – Kramer.

Para los otros 4 minerales analizados, sodio (Na), hierro (Fe), manganeso (Mn) y zinc (Zn) la tendencia es la misma, encontrándose diferencias significativas ($P < 0,05$) entre el agua de la represa y la fase líquida de el afluyente y efluente producido (Figura 5).

En el caso del Cobre (Cu), no se encontró ninguna diferencia entre las 3 muestras analizadas, lo que nos indica que este mineral no presenta problemas en la zona.

Las muestras analizadas en el laboratorio de la fase sólida (afluente-efluente) no presentaron ninguna diferencia, lo que sugiere que los minerales solubles en agua son altamente utilizados por los microorganismos anaerobios dentro del biodigestor, pero que en la parte sólida los minerales presentes no sufren mayores modificaciones en sus concentraciones

La temperatura inicial de la excreta líquida utilizada fue de 32°C en la fosa, después de cuatro días de haber sido cargado el biodigestor la temperatura interna se aumentó hasta 56°C.

La etapa termofílica duró 10 días, luego se inició la etapa mesofílica que duró 36 días y la temperatura descendió de 56 a 32°C, llegando a una estabilización de 23°C, la medición de la temperatura se realizó cada 7 días. La temperatura es importante para que las bacterias aseguren su ciclo biológico con condiciones óptimas (bacterias mesófilas 35°C y bacterias termofílicas 55°C).

Otros factores como el hermetismo (el tanque de fermentación debe estar herméticamente cerrado), presión (óptima: 6 cm de agua), tiempo de retención (tiempo corto de retención produce mayor cantidad de biogás, pero un tiempo largo de retención obtendrá bajo rendimiento de biogás, pero un efluente más degradado con excelentes características como fuente de nutrientes), relación C/N (óptima de C/N es de 30:1), porcentaje de sólidos en la muestra para digerir (óptimo de 7 a 9), pH (óptimos de operación oscilan entre 6,7 y 7,5 con límites de 6,5 a 8,0) y agitación, establecen un mejor contacto de las bacterias con el substrato (Kennedy & Berg, 1982 citado por Soria et al., 2000).

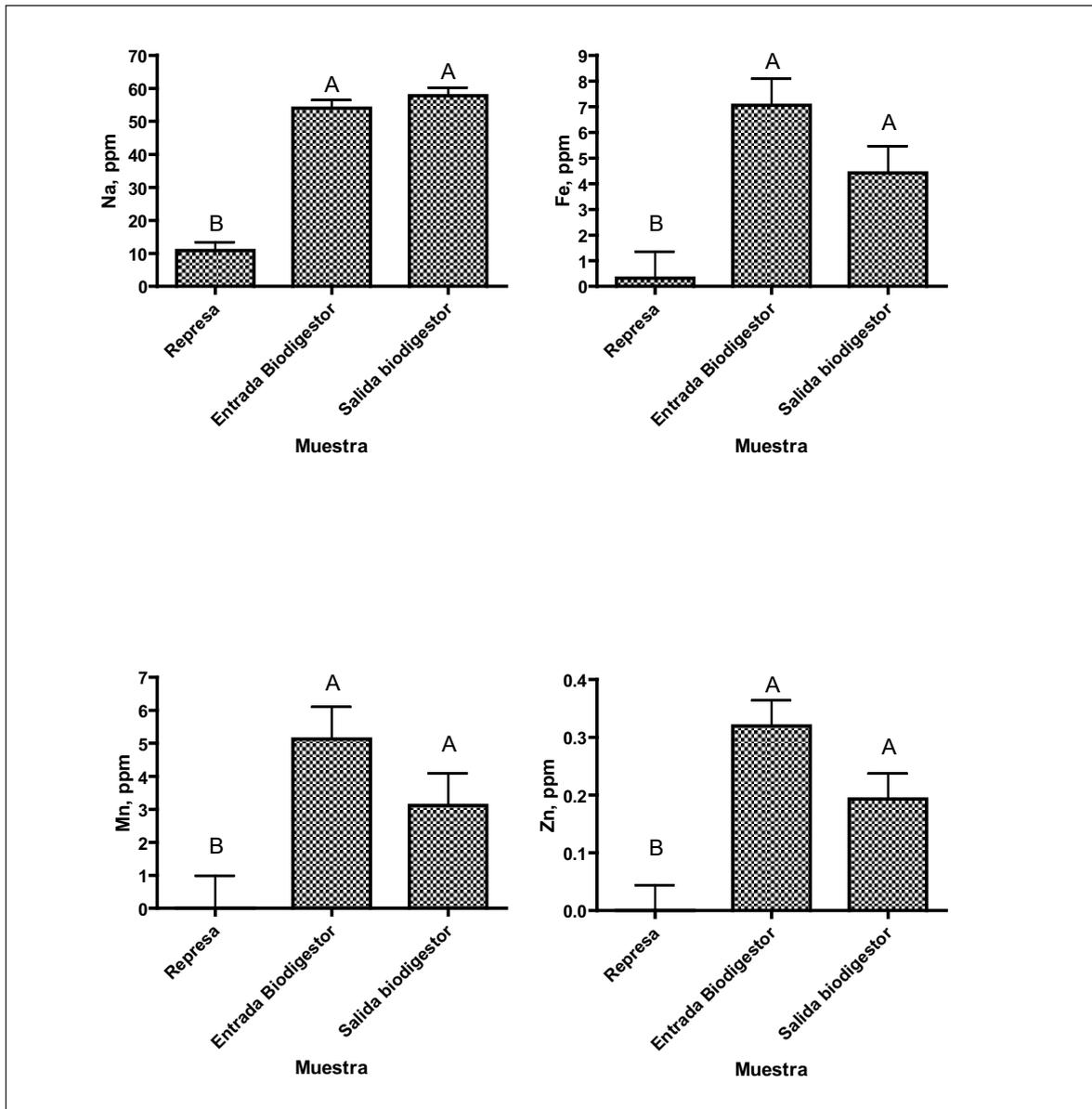


Figura 5. Sodio, hierro, manganeso y zinc del agua de lavado, afluente y efluente del biodigestor de flujo continuo.

Los promedios identificados con letras diferentes son diferentes en la prueba de Tukey – Kramer.

La tendencia de los parámetros sólidos analizados al inicio y al final del proceso (Tabla 1) mostró un aumento en su contenido en los siguientes parámetros: P 14,8%, Mg 14,5%, Na 58,3%, Zn 35,5%, Cu 29,4%, y el pH en 0,3. Se encontró reducción en Cenizas 6,9%, Ca 12,4%, Fe 16,6%, Mn 6,9%, ST 41,2%. El olor fétido de la excreta se eliminó en su totalidad.

La DBO. Este parámetro mide el potencial contaminante de las aguas residuales, las

bacterias aerobias consumieron el 43,4% del oxígeno que utilizaron para degradar la materia orgánica biodegradable, valor más bajo que el 70,6% encontrado por Ramon et al., (2006) para excretas de origen porcino. La DQO, también indicador de contaminación, mide la cantidad de oxígeno necesario para oxidar la materia orgánica degradable, así como también los restos de materiales fibrosos, ligninas y otros; disminuyó en 54,7%. Esto indica la actividad de los microorganismos y las condiciones del ambiente

anaerobio responsables de la degradación, que redujeron su actividad y con ello el consumo de oxígeno.

En lo referente a coliformes, éstos se midieron al inicio de la carga con un conteo de 7×10^9 UFC mL⁻¹ de muestra, los cuales quedaron en cero a los 46 días, que fue el tiempo total de retención de la excreta y son un indicativo del grado de descontaminación de la excreta. Estos datos se correlacionaron positivamente con la ausencia de olor en los efluentes producidos por el biodigestor. Por lo que respecta a los Sólidos Totales, una parte se precipitó al fondo del biodigestor y otra quedó suspendida en la parte líquida con 1.120 mg L⁻¹ y coincide con lo reportado por Soria et al. (2001), Villalobos (2003), pero inferior a lo encontrado por Ruiz et al., (2000) y Caldera et al., (2003).

El Ministerio del Medio Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorio, ARTÍCULO 25 del Decreto N° 3100 de octubre 30 de 2003, dentro del pago de tasa retributiva, Programa de Monitoreo de las Fuentes Hídricas, reza que las Autoridades Ambientales competentes deberán efectuar programas de monitoreo de las fuentes hídricas en por lo menos los siguientes parámetros de calidad: DBO, ST, DQO, Coliformes Fecales y pH. Los resultados del programa de monitoreo deberán ser reportados anualmente al Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo.

Conclusiones

El tiempo de retención (46 días) y las altas temperaturas (hasta 56°C) de la excreta dentro del digestor, permitieron una inactivación total de la actividad microbial, al pasar el recuento de coliformes totales de 7×10^9 UFC a cero.

El olor fétido de la excreta en los efluentes se eliminó en su totalidad al terminar el proceso de digestión.

La DQO disminuyó en 54,7%. Lo que indica que la actividad de los microorganismos, así como las

condiciones del ambiente anaerobio responsables de la degradación, redujeron su actividad y con ello el consumo de oxígeno.

Los sólidos totales alcanzaron un 41%, al pasar de 2.716 a 1.120 mg L⁻¹, contenido de nutrimentos obtenido del efluente considerado como bueno, acorde a la calidad y cantidad de sólidos totales en la excreta en el momento de cargar el biodigestor. Una excreta rica en nutrimentos ha de contener como mínimo el 12% de sólidos totales ó 2.500 mg L⁻¹ de sólidos sedimentables una vez terminado el proceso de degradación.

Los parámetros sólidos analizados al inicio mostraron un aumento en su contenido, así: P 14,8%, Mg 14,5%, Na 58,3%, Zn 35,5%, Cu 29,4%, y pH en 0,3, y se encontró reducción en Cenizas 6,9%, Ca 12,4%, Fe 16,6%, Mn 6,9%, ST 41,2%.

Se debe continuar con la medición de la calidad y de los contenidos de los efluentes procedentes del biodigestor e iniciar un proyecto encaminado a comparar los resultados en campo del biodigestor contra los fertilizantes químicos tradicionales, comparando no solamente la parte química sino también la biológica.

Referencias bibliográficas

- Asociación Colombiana de Porcicultores. **Uso de la Porquinaza como fertilizante**. Cartilla, 2000. 56 p.
- Botero, B.M.; Thomas, R.P. **Biodigestor de bajo costo para la producción de combustible y fertilizante a partir de excretas. Manual para su instalación, operación y utilización**. Cali, Colombia: Centro Internacional de Agricultura Tropical, 1987.
- Bui Xuan, An.; Rodríguez, J.; Sarwatt, S.V.; Preston, T.R.; Dolberg, F. **Installation and performance of low-cost polyethylene tube biodigesters on small-scale farms**. FAO. Corporate Document Repository, 2006. 16 p.
- Caldera M.Y.; Madueño, P.; Briborio, A.; Gutiérrez, E.; Fernández, N. Efecto del tiempo de retención hidráulica en el funcionamiento de un reactor UASB

- tratando efluentes cárnicos. **Multiciencias**, v.3, n.1 p.13, 2003. Venezuela: Universidad del Zulia.
- Carmona, J.C.; Bolívar, D.M.; Giraldo, L.A. El gas metano en la producción ganadera y alternativas para medir sus emisiones y aminorar su impacto a nivel ambiental y productivo. **Revista Colombiana de Ciencias Pecuarias**, n.18, v.1, p.49-63, 2005. Consultado en línea agosto 15 de 2009. Disponible en: <http://kogi.udea.edu.co/revista18/18-1.pdf>
- Coto, J.E.; Maldonado, J.J.; Botero, R.; Murillo, J.V. Implementación de un sistema para generar electricidad a partir de biogás en la finca pecuaria integrada de Earth. **Tierra tropical**, n.3, v.2, p.129-138, 2007. Costa Rica: Universidad Earth.
- Corporación Regional del Quindío-CRQ, Corporación Regional de Risaralda-CARDER, Corporación Regional de Caldas-CORPOCALDAS, Asociación Colombiana de Porcicultores. **Manual de manejo ambiental para granjas porcícolas de pequeños productores**. 2003. 47 p.
- Day, D. **Management swine wastes**. Asociación de Médicos Veterinarios Especialistas en Cerdos. Acapulco, Gro., México. 1987.
- Díaz E.D.; Kreling, J.C.; Botero, R.; Murillo, J.O. Evaluación de la productividad y del efluente de biodigestores suplementados con grasas residuales. **Tierra tropical**, n.3, v.2, p.149-160, 2007. Costa Rica: Universidad Earth.
- FAO. **Biodigestor de plástico de flujo continuo, generador de gas y bioabono a partir de aguas servidas**. Guatemala: CIPAV - Fundación Centro para Investigación en Sistemas Sostenibles de Producción Agropecuaria, 1995. 17 p.
- FEDEGAN. **Plan estratégico de la ganadería colombiana 2019. Por una ganadería moderna y solidaria**. Bogotá, Colombia. 2006. 294 p.
- González, J. Manejo de la porcínaza. En: **Manejo de excretas porcínas e impacto ambiental**. p. 30-38, 1996.
- Mandujano M., I. **Biogás: Energía y fertilizantes a partir de desechos orgánicos. Manual para el promotor de la tecnología**. Cuernavaca, Morelos, México: Organización Latinoamericana de Energía, 1981.
- Marty, B. Microbiology of anaerobic digestion. In: A.M. Bruce, A. Kouzeli-Katsiri y P.J. Newman. **Anaerobic digestion of sewage sludge and organic agricultural wastes**. Elsevier, New York. 1984. p.72-85.
- McCarty, P.G. Anaerobic waste treatment fundamentals. Part 1. Chemistry and microbiology. **Public Works**, n.95, p.123-126, 1964.
- McCaskey, A.T. Microbiological and chemical pollution potential of swine waste. In: **Memorias del Primer Ciclo Internacional de Conferencias sobre Manejo y Aprovechamiento de Estiércol de Cerdos**. CINVESTAV. Guadalajara, Jal., México. 1990. p.12-32.
- Mejía M., G. **Digestión anaeróbica**. Folleto Técnico 1. Mérida, México: Universidad Autónoma de Yucatán, 1996.
- Ministerio del medio ambiente, SAC. **Guía ambiental para el sub sector porcícola**. Asociación Colombiana de porcicultores. 2002. 232 p.
- Ministerio del medio ambiente, CRPML, ACP. **Nueva industria. Producción más limpia y competitividad**. 2003. 96 p.
- Ministerio del ambiente, vivienda y desarrollo territorial. **Tasa retributiva**. Decreto N° 3100 de octubre 30 de 2003. www.minambiente.gov.co.
- Murgueitio E. Impacto ambiental de la ganadería de leche en Colombia y alternativas de solución. CIPAV, Cali. Colombia. **Livestock Research for Rural Development**, v.15, n.10, 2003.
- Noyola, A.; Monroy, O. Experiencias y expectativas del tratamiento de residuales porcinos en México. Universidad Autónoma Metropolitana. Iztapalapa. In: **III Taller y Seminario Latinoamericano "Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales"**. Montevideo, Uruguay. 1994. p. 331-340.
- Ramón, J.A.; Romero, L.F.; Simanca, J.L. Diseño de un biodigestor de canecas en serie para obtener gas metano y fertilizantes a partir de la fermentación de excrementos de cerdo. **Revista Ambiental agua, aire y suelo**, v.1, n.1, p.15-23, 2006. Universidad de Pamplona.
- Ruiz, C.; Torrijos, M.; Martínez, J.; Malleta, R. The anaerobic SBR process; basic principles for design and automation. **Second International Symposium on sequencing batch reactor technology**, v.1, p.102-109, 2000.
- Salazar, G. **Los digestores: Una alternativa energética en la porcicultura y un medio para evitar la contaminación**. Guadalajara, Jalisco, México: SARH-INIFAP-CIPAC. Campo Experimental Centro de Jalisco, 1993. 15 p.
- Soria, M.J.; Tun, S.; Trejo, R.; Terán, S. **Producción de hortalizas en la península de Yucatán**. Conkal, Yucatán, México: SEP-DGETA. Instituto Tecnológico Agropecuario No. 2, 1994.
- Soria, M.J.; Tun, S.; Trejo, R.; Terán, S. **Tecnología**

- para producción de hortalizas a cielo abierto en la península de Yucatán.** Conkal, Yucatán, México: SEP-DGETA. Instituto Tecnológico Agropecuario No. 2, 2000.
- Soria, M.J.; Ferrera-Cerrato, R.; Etchevers, J.; Alcántar, G.; Santos, J.T.; Borges, L.; Pereyda, G. Producción de biofertilizantes mediante biodigestión de excreta líquida de cerdo. **TERRA**, v.19, n.4, p.353-362, 2001.
- Soubes, M. Biotecnología de la digestión anaerobia. In: **III Taller y Seminario Latinoamericano "Tratamiento de Aguas Residuales"**. Montevideo, Uruguay. 1994. p.136-148.
- URPA. **Producción agropecuaria en el Departamento de Caldas.** Gobernación de Caldas. 2002.
- Verástegui L., J. El biogás como alternativa energética para zonas rurales. OLADE (Organización Latinoamericana de Alternativas de Energía). **Boletín Energético del Ecuador**, n.14, p.57-94, 1980.
- Villalobos, E. **Diseño y operación de un modelo para el tratamiento de aguas residuales provenientes de la granja porcina de la Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia de la Universidad de San Carlos de Guatemala.** Guatemala. Trabajo para optar al título de Magister. 2003. 127 p.
- Villamil, C.M.; Duque, C.O.; Caicedo, L.A. **Sistemas de tratamiento para los residuos de la industria porcícola.** ACP, Universidad Nacional, CORPOICA. 2000. 120 p.
- Tchobanoglous, G.; Schoeder, E.D. **Water quality: Characteristics, modeling, modification.** Addison-Wesley. Reading, MA. 1985.