

Analysis of methanogenic and energetic potential from slaughterhouse wastewater using anaerobic digestion

Liliana del Pilar Castro-Molano, Humberto Escalante-Hernández, Oscar Julián Gómez-Serrato & Diana Paola Jiménez-Piñeros

Grupo de Investigación en Tecnologías de Valorización de Residuos y Fuentes Agrícolas e Industriales para la Sustentabilidad Energética (INTERFASE), Escuela de Ingeniería Química, Universidad Industrial de Santander, Bucaramanga, Colombia. licasmol@uis.edu.co, pilicasmo84@gmail.com

Received: April 4th, 2016. Received in revised form: July 18th, 2016. Accepted: August 20th, 2016.

Abstract

Biomethane potential for slaughterhouse wastewater was determined at operation temperatures of 37°C and 30°C with pre incubated cattle manure as inoculum source. Methane yields reached values of 0,73 and 0,71 m³CH₄/kg VS_{add} at 37°C and 30°C respectively. The statistical analysis showed that no significant differences in the maximum methane production exist at the different temperatures evaluated. Additionally, energetic potential of slaughterhouse wastewater was evaluated. Wastewater produced monthly in the slaughterhouse case of study would produce 16440 m³CH₄, by mean anaerobic digestion. Methane production corresponding to approximately 47% electric energy (31235kwh) and 49% (62500kwh) of thermal energy of slaughterhouse consumption.

Keywords: Anaerobic digestion; cattle manure; energetic potential; slaughterhouse.

Análisis del potencial metanogénico y energético de las aguas residuales de una planta de sacrificio bovino mediante digestión anaeróbica

Resumen

El potencial de biometanización para las aguas residuales de una planta de sacrificio bovino fue determinado para las temperaturas de operación de 37°C y 30°C con estiércol bovino pre incubado como fuente de inóculo. Los rendimientos de metano alcanzados fueron de 0,73 y 0,71 m³CH₄/kg VS_{ad} para las temperaturas de 37°C y 30°C respectivamente. El análisis estadístico muestra que no existen diferencias significativas en la producción máxima de metano a las diferentes temperaturas evaluadas. Adicionalmente se evaluó el potencial energético de las aguas residuales. La digestión anaeróbica de las aguas residuales producidas mensualmente en la planta de sacrificio bovino caso de estudio permitiría producir 16440 m³CH₄. Esta cantidad, equivale a 31235kwh de energía eléctrica (47%) y 62500kwh (49%) de energía térmica del consumo de la planta

Palabras clave: Digestión anaeróbica; estiércol bovino; potencial energético; planta de sacrificio bovino.

1. Introducción

Para el año 2015, el sacrificio total de ganado vacuno en Colombia fue en promedio de 4.205.565 cabezas [1], ocupando el tercer lugar en Suramérica en sacrificio de ganado bovino [2]. El proceso de beneficio animal consta de cuatro etapas: (a) sacrificio, (b) deshuesado, (c) procesamiento de la panza o eviscerado y (d) procesamiento

y limpieza de menudencias [3]. Una planta de sacrificio bovino consume en promedio 1 - 8,3 m³ de agua potable de la cual se genera entre 0,4 y 3,1 m³ de agua residual /cabeza de animal sacrificado [4]. Estos volúmenes varían de acuerdo al proceso empleado en cada industria.

En Colombia, aun cuando la normatividad [5] exige que los planta de sacrificio bovinos deben tener planta de tratamiento para sus aguas residuales, ésta disposición no se

How to cite: Análisis del potencial metanogénico y energético de las aguas residuales de una planta de sacrificio bovino mediante digestión anaeróbica DYNA 83 (199) pp. 41-49, 2016

cumple y el 42% del agua residual de los planta de sacrificio bovinos es vertida sin tratamiento [2].

Las aguas residuales de plantas de sacrificio bovinos contienen un alto contenido de materia orgánica, que es potencialmente contaminante (DQO entre 3.500 y 12.000 mg/L; DBO₅ entre 1.200 y 7.000 mg/L). Por lo tanto, estos efluentes son adecuados como materia prima para procesos de degradación anaeróbica [6]. La degradación anaeróbica de las aguas residuales tiene costos de operación significativamente bajos comparados con el proceso aerobio [4].

El proceso de digestión anaeróbica (DA) descompone la materia orgánica en ausencia de oxígeno a partir de las etapas bioquímicas de hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis. En la DA cada etapa es una función de las condiciones metabólicas de un consorcio microbiano, produciendo biogás (CH₄ y CO₂) y digerido, con lo que se asegura la recuperación de energía en forma de biogás [7].

El tratamiento de aguas residuales de una planta de sacrificio bovino mediante digestión anaeróbica depende de: a) la composición fisicoquímica del agua residual (particularmente el contenido de grasas), b) tiempo de residencia hidráulico, suficiente para garantizar la hidrólisis del material particulado, y c) establecer las condiciones de operación del proceso que favorezcan el crecimiento de las arqueas metanogénicas acetoclásticas, grupo trófico que cataliza la producción de biogás [8].

El potencial de biometanización (PBM) permite determinar la cantidad de metano generado por masa de sustrato (en términos de sólidos volátiles o DQO alimentados) [9]. El PBM permite evaluar la viabilidad del proceso anaerobio y proyectar su diseño en función de los parámetros operacionales: producción de metano ($G_{(t)}$), tiempo de adaptación del consorcio microbiano (λ) y fracción de materia degradable (f_d) [10].

Los rendimientos y parámetros cinéticos del proceso de DA obtenidos a partir del PBM dependen principalmente de la fuente de inóculo, relación inóculo/sustrato y la temperatura a la cual se lleva a cabo el proceso anaeróbico [11]. Por lo anterior, un mismo sustrato (aguas residuales de plantas de sacrificio) puede tener diferentes valores de PBM basado en las condiciones de operación del proceso. La producción de metano a partir de aguas residuales de plantas de sacrificio bovino ha alcanzado valores de PBM entre 0,5 y 1,0 m³ CH₄/kg SV; de acuerdo a las condiciones de temperatura que en promedio son entre 30°C y 38°C y las fuentes de inóculo como lodo granular procedente de plantas procesadora de leche y lodo PTAR [12, 13, 14, 8].

Los mejores rendimientos de PBM se alcanzan cuando la DA se lleva a cabo a 37°C, temperatura adecuada para el crecimiento microbiano de las arqueas metanogénicas [15]. Sin embargo, a nivel industrial realizar el proceso a temperaturas superiores a la cual sale el efluente (agua residual) implica costos energéticos que limitan su viabilidad económica. Con respecto a la fuente de inóculo, la mayoría de investigaciones utilizan lodo PTAR. Sin embargo, el estiércol bovino se presenta como una alternativa atractiva de fuente de inóculo por su alto recuento de grupos tróficos adecuados para el proceso de DA. En Colombia, las plantas de beneficio bovino generan diariamente alrededor de 8 kg

de estiércol/100 kg de peso de ganado bovino [16] el cual se convierte en otro residuo que puede ser gestionado y puede ser utilizado como fuente de inóculo. Sin embargo, la literatura es limitada con respecto a la influencia de la composición de carga orgánica y nutrientes del agua residual, fuente de inóculo empleada, temperatura de operación y potencial energético de los efluentes de plantas de sacrificio en Colombia.

Por lo anterior, en ésta investigación se evaluó el PBM de las aguas residuales de una planta de sacrificio bovino, ubicado en el municipio de Aguachica Cesar bajo las condiciones de la región y empleando como inóculo estiércol bovino. Con ésta investigación se abre la posibilidad de evaluar la implementación a escala industrial de los sistemas de bioconversión anaeróbica como una estrategia para el tratamiento de aguas residuales de planta de sacrificio bovinos en Colombia.

2. Materiales y métodos

2.1. Información del sitio de muestra

Se tomó como caso de estudio una planta de beneficio de ganado bovino y bufalino que sacrifica 200 animales/día, y se encuentra ubicada en el departamento de Cesar, Colombia (Lat: N 8°15' 34,2'' Long W 73°36'0,41'').

La planta de sacrificio bovino de estudio produce en promedio 3,5 L/s de aguas residuales provenientes de cada una de las actividades realizadas como el lavado de animales, pisos, vísceras, equipos, etc. Estas aguas residuales están compuestas por orinas, heces, sangre, pelos, residuos de carne y grasas.

2.2. Evaluación fisicoquímica del agua residual

2.2.1. Recolección y tratamiento de la muestra de agua residual

El agua residual (AR) fue recolectada en la planta de sacrificio, a temperatura de $\pm 23,1^\circ\text{C}$. Las muestras fueron almacenadas, refrigeradas para su preservación y trasladadas al laboratorio de la Universidad Industrial de Santander.

Debido a la presencia de sólidos (pellejos y coágulos de sangre) presentes en las muestras de agua, se realizó una homogenización de los sólidos mediante triturado durante 2 min.

2.2.2. Análisis fisicoquímicos

Los sólidos totales (ST) y los sólidos volátiles (SV) fueron medidos de acuerdo con los protocolos descritos por Standard Methods APHA/SM2540 [17]. La demanda química de oxígeno soluble (DQO_s) fue determinada por el método colorimétrico [17]. Los azúcares reductores totales (ART) se determinaron a partir del protocolo descrito por Miller [18]. Los ácidos grasos volátiles (AGV) y la alcalinidad total (AT) fueron cuantificados por titulación de acuerdo al protocolo propuesto por Purser y col [19]. Grasa y Nitrógeno Total (NTK) fueron medidas por el método gravimétrico/SM5520B y Kjeldahl-Titrimétrico/SM4500-N,

respectivamente. El contenido de proteínas fue calculado a partir de la concentración de NTK multiplicado por el factor de conversión de 6,25 (proteína de la carne). El pH fue determinado usando un pHmetro metrohm 744.

2.3. Evaluación del potencial de Biometanización

Los ensayos de biodegradabilidad anaeróbica se llevaron a cabo de acuerdo con el protocolo establecido por Angelidaki y col [9]. Los experimentos se realizaron por triplicado en reactores batch de 80 mL (35 mL de volumen de trabajo) a temperatura óptima de 37°C ± 2°C de acuerdo al rango mesófilo para los procesos biológicos [15], y a temperatura de 30°C ± 2°C, la cual es el promedio del departamento del Cesar [20].

Como inóculo se utilizó estiércol bovino, recolectado en la planta de sacrificio bovino. Éste inóculo fue pre-incubado a 25°C para reducir el contenido de materia orgánica residual. La composición del inóculo fue 777mg DQO/L, 28,2 g ST/kg y 65% de SV con respecto a la fracción de los ST.

Al inóculo se le realizó el recuento de grupos tróficos (Número más probable de células por concentración de inóculo (NMP_{células/gSSV}) reportando la presencia de 2,8x10⁴ arqueas metanogénicas acetoclásticas, 2,3x10⁴ arqueas metanogénicas hidrogenotróficas y 2,9x10⁴ arqueas metanogénicas del metanol [16].

Se estableció una relación inóculo-sustrato (RIS) de 1gSV_{inóculo}/gSV_{sustrato}, teniendo en cuenta los resultados reportados en la literatura [7].

Con el objetivo de evaluar la producción de metano por actividad endógena del inóculo, se realizó por triplicado un experimento denominado blanco, el cual contenía solo inóculo y la cantidad de sustrato fue reemplazada con agua destilada. La producción de metano del experimento blanco se restó al PBM de cada ensayo.

Todos los ensayos se gasearon con nitrógeno durante 2 minutos para garantizar condiciones de anaerobiosis y posteriormente fueron tapados con corchos de butilo y sellados con agrafes de aluminio. Los biorreactores fueron agitados manualmente 1 vez al día durante 2 minutos.

El volumen de metano producido diariamente se cuantificó por el método de desplazamiento alcalino con una solución 0,1N de NaOH con pH 12 y fenolftaleína como indicador [9]. El potencial de biometanización (PBM), se expresó en unidades de volumen de metano a condiciones de presión y temperatura estándar por la masa de SV de agua residual adicionada (m³CH₄/kg SV_{agua residual}).

Por otra parte, se cuantificó la variación de ART, DQO, AGV, AT y pH durante el proceso de digestión realizado a 30°C, dado que esa será la temperatura de aplicación de la tecnología anaeróbica en la planta de sacrificio bovino caso de estudio. Para esta determinación se realizaron experimentos a las mismas condiciones del ensayo de biodegradabilidad anaeróbica. Estos ensayos fueron destructivos y consistieron en una batería de 11 reactores uno por cada tercer día hasta los 30 días de operación. Cada tercer día se tomó muestra de un reactor para hacer las respectivas mediciones y posteriormente el ensayo es descartado.

2.3.1. Modelamiento y estimación de parámetros del proceso

Los parámetros cinéticos de degradación anaeróbica fueron estimados a partir de los ensayos de biometanización, ajustando los datos al modelo de Gompertz modificado ec. (1).

$$G_{(t)} = G_0 \cdot \exp\left(-\exp\left(\frac{R_{max} \cdot e}{G_0} (\lambda - t) + 1\right)\right) \quad (1)$$

Donde

G_(t): Producción acumulada de metano en un tiempo t (m³/kg SV)

G₀: Máxima producción de metano acumulada (m³/kg SV)

R_{max}: Máxima velocidad de producción de metano (m³/kg SV d)

λ: Tiempo de adaptación del inóculo al sustrato (d)

e: Representa exp(1) = 2,7183

Los parámetros (G₀, K, R_{max}, λ) fueron determinados utilizando la herramienta curve fitting (cftool) del software Matlab R2015a.

Por otra parte, se realizó un análisis de medias mediante el programa estadístico Minitab 17 para determinar la existencia de una diferencia estadística significativa entre los valores de los parámetros para los ensayos realizados a 30°C y 37°C.

Los potenciales energéticos eléctrico (P_{EE}) y calórico (P_{EC}) del efluente de la planta de sacrificio bovino se calcularon a partir de la ec. (2) y la ec.(3) respectivamente, teniendo en cuenta: a) caudal promedio de agua residual, horas de sacrificio durante el año 2015, consumo y costos de energía eléctrica y térmica en la planta de sacrificio (información suministrada por la planta) b) energía eléctrica generada en forma de biogás, determinada a partir de los resultados experimentales de PBM_{30°C} teniendo en cuenta los factores de conversión propuestos por Lombardi & Tricase [21].

$$P_{EE} = Q_{AR} \cdot \rho_{AR} \cdot \frac{[SV]_{AR}}{1000} \cdot PBM \cdot \alpha_E \quad (2)$$

$$P_{EC} = Q_{AR} \cdot \rho_{AR} \cdot \frac{[SV]_{AR}}{1000} \cdot PBM \cdot \alpha_C \quad (3)$$

Donde

P_{EE}: Potencial energético eléctrico

P_{EC}: Potencial energético calórico

Q_{AR}: Caudal de agua residual [m³/mes]

ρ_{AR}: Densidad de agua residual [Kg/m³]

[SV]_{AR}: Concentración sólidos volátiles [gSV/Kg]

PBM: Potencial de biometanización a 30°C [m³CH₄/Kg SV]

α_E: Factor de conversión metano a Kwh para el potencial energético eléctrico, 1.9 [Kwh/m³CH₄]

α_C: Factor de conversión metano a Kwh para el potencial energético calórico, 3.8 [Kwh/m³CH₄]

Adicionalmente, se evaluó el ahorro energético a partir del cociente entre la energía producida en forma de biogás y el consumo energético de la planta ec. (4).

$$\% \text{Ahorro energético} = \frac{\text{energía en forma de biogás}}{\text{consumo energético de la planta}} * 100 \quad (4)$$

3. Resultados y discusión

3.1. Caracterización fisicoquímica del sustrato

La Tabla 1 presenta la caracterización del sustrato. Los parámetros evaluados indican que el agua residual de la planta de sacrificio bovino presenta un alto potencial para la producción de biogás.

La carga orgánica presente en el AR en términos de DQO está comprendida entre el rango de alta dureza (5.000-10.000mg/L) reportado en la literatura, referenciada en la Tabla 1. Estos resultados muestran que el AR tiene alta concentración de materia orgánica disponible para convertirse en biogás.

En cuanto a los sólidos (ST, SF, SV) son bajos comparados con los reportados por Ortner y col. [14]. Las diferencias expuestas se deben a que el AR es diluida con el agua de lavado utilizada durante el proceso de beneficio. La baja concentración de sólidos en el reactor favorece la actividad metanogénica específica de los microorganismos [25]

Los contenidos de grasa y proteína presente en el AR, indican la materia orgánica particulada disponible para ser hidrolizada a glicerol y a ácidos grasos volátiles de cadena larga [26]. En este estudio, el contenido de grasa fue de 0,01% de SV por efectos de dilución con agua de lavado del proceso y el de proteína fue de 16597 mg/l AR. La literatura reporta que para agua residual de planta de sacrificio bovino, el contenido de grasa se encuentra entre los 40 hasta los 710 mg/L dependiendo del proceso de sacrificio [4, 23].

Tabla 1
Caracterización fisicoquímica del sustrato

Parámetro	Unidades	Valor	Valor en la literatura	Fuente
DQO	mg DQO/l	7467	>5000	[8]
			3979-7125	[22]
			12820	[23]
			5200-11400	[24]
ST	g ST/kg AR	22.8	80-120	[14]
SF	g SF/kg AR	0.9		
SV	g SV/kg AR	21.9	70-110	[14]
Grasas	mg/l	2.68	40 - 710	[4]
			250	[23]
			210-710	[24]
ART	g glucosa/l	0.3		
AGV	mg Ac. Acético/l	840	880	[23]
			900-1780	[4]
			6.3-6.6	[4]
pH		7.7	7.5	[23]
			6,24-7,85	[22]
			6.8-7.8	[24]
				[23]
AT	mg CaCO ₃ /l	1000	530	[23]
			366-512	[22]
Nitrógeno Total	mg N/l	2655	300-6000	[6]
			531	[23]
			54,7-99,8	[22]

Fuente: Los autores

Los valores de ART y AGV del AR, señalan que hay materia orgánica soluble fácilmente biodegradable disponible para ser metabolizada a acetato y posteriormente

a biogás.

El nitrógeno total representa un potencial nutriente presente en el AR que puede ser recuperado en el digerido (producto del proceso anaerobio), y posteriormente utilizado como fertilizante o mejorador de suelos [27].

3.2. Potencial de biometanización

El potencial de biometanización del agua residual (PBM_{AR}) a las temperaturas de operación utilizadas en éste estudio, se presenta en la Fig. 1. La alta concentración de materia orgánica soluble facilita la producción de biogás desde el primer día de operación. Las máximas producciones diarias de biogás se alcanzaron en los días 11, 12 y 15 con valores de 15.8, 17.3 y 17.3 ml respectivamente.

El máximo PBM_{AR} fue alcanzado a los 19 días para el experimento realizado a 37°C y a los 24 días para el ensayo a temperatura de 30°C. Aun cuando las temperaturas evaluadas en este estudio corresponden al rango mesófilico, la temperatura de 37°C alcanzó la estabilidad al 60% de avance del proceso, esto es evidente dado que la actividad enzimática en el rango mesófilico es mayor en el intervalo de 35°C a 37°C [28].

Los PBM reportados en la literatura se encuentran entre 0.25 y 0.6 m³CH₄/kg SV; esta variación se debe a la utilización de diferentes residuos del proceso de sacrificio bovino como son estiércol, menudencias, vísceras entre otros [8, 29]. Sin embargo, en este estudio, los máximos rendimientos de producción de metano fueron de 0,73 m³CH₄/kg SV (2,15 m³CH₄/kg DQO) y 0,71m³CH₄/kg SV (2,14 m³CH₄/kg DQO) a 37°C y 30°C, respectivamente. Los valores alcanzados son altos debido a que el AR generada en la planta de sacrificio bovino se encuentra diluida con agua procedente del lavado de la planta, lo cual reduce el riesgo de inhibición por amonio y acumulación de ácidos grasos [26].

La ionización del amonio es una función de la temperatura y pH. Aunque la concentración del ión amonio no fue medida, se infiere que no se presenta inhibición por amonio dado que la operación se lleva a cabo en rango mesofílico y con agua residual diluida. Otra ventaja de la utilización de un residuo diluido, es reducir la inhibición causada por ácidos grasos de cadena larga. La literatura reporta que la dilución de efluentes provenientes de planta de sacrificio bovino es una opción atractiva para reducir inhibiciones causadas por ácidos grasos de cadena larga [15].

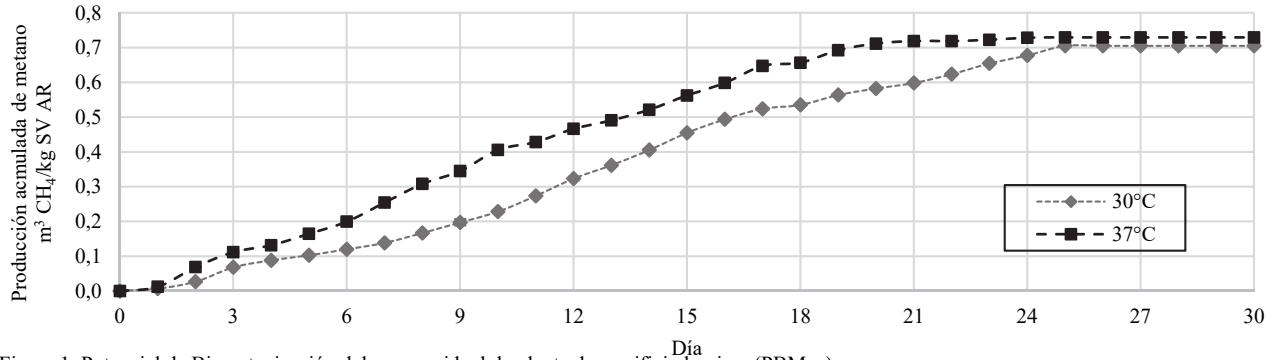


Figura 1. Potencial de Biometanización del agua residual de planta de sacrificio bovino (PBM_{AR}). Fuente: Los autores

La producción de metano en los blancos (solo inóculo) fue de 0,03 m³CH₄/kg SV y 0,02 m³CH₄/kg SV, a 37°C y 30°C respectivamente. Estos resultados muestran que la fuente de inóculo (estiércol bovino) produce entre el 3% y el 4% del metano a causa de su metabolismo endógeno.

Desde el punto de vista microbiológico, es posible que el proceso de metanización fuese favorecido por la concentración de arqueas metanogénicas acetoclásticas 2,8x10⁴ NMP_{células}/gSSV presentes en el inóculo utilizado; las cuales son un catalizador selectivo (actividad metanogénica específica de 0.60 g DQO CH₄/g SSV*d) [16] para la producción de biogás a partir de sustratos como el agua residual de plantas de beneficio bovino [8].

3.2.1. Análisis cinético

La Tabla 2 presenta los parámetros cinéticos de la ecuación de *Gompertz*, estimados a partir de los datos experimentales de PBM_{AR}. La máxima producción de metano acumulado G₀, para los ensayos a 37°C y a 30°C es de 0,77 y 0,76 m³CH₄/kg SV, respectivamente. Con respecto a la velocidad de producción diaria de metano R_{max}, los resultados indican 0,05 m³CH₄/kg SVd y 0,04 m³CH₄/kg SVd, a 37°C y 30°C respectivamente.

Tabla 2.

Constantes cinéticas de *Gompertz* para la DA del agua residual del planta de sacrificio bovino.

Constante	Unidades	PBMAR a 37°C	PBMAR a 30°C
G ₀	m ³ CH ₄ /Kg SV	0.77	0.76
R _{max}	m ³ CH ₄ /Kg SV d	0.05	0.04
λ	d	1.74	3.60

Fuente: Los autores

La comparación de medias para R_{max} representada en la Fig. 2 mostró que existen diferencias significativas (Valor p=0,003). Esto corrobora lo descrito en la literatura acerca de que la actividad enzimática depende de la temperatura y que los máximos valores de rendimiento diario se alcanzan a 37°C [28]. Sin embargo, en el caso del rendimiento acumulado de metano G₀, el análisis de medias evidencia que no existen diferencias estadísticas estadísticas (Valor p=0,848).

A partir del análisis estadístico se infiere que es viable producir biogás a la temperatura de 30°C donde se encuentra ubicada la planta de sacrificio bovino, reduciendo costos energéticos.

El tiempo de adaptación λ fue aproximadamente 1,7 días para el proceso realizado a 37°C y aproximadamente 3,6 días cuando la digestión se llevó a cabo a 30°C. Estos datos se correlacionan con la rapidez con la que el ensayo a 37°C alcanzó el estado estable (Fig.1).

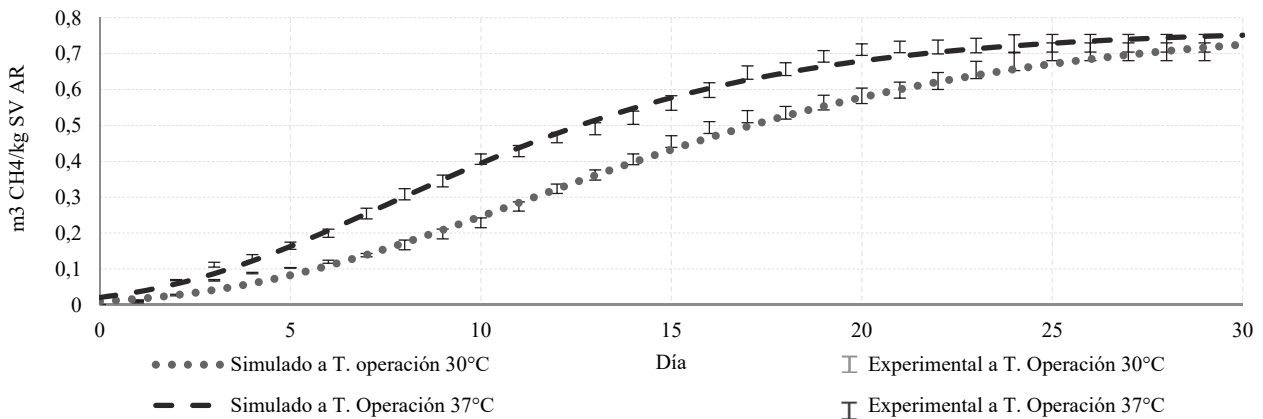


Figura 2. PBM del AR con datos experimentales y el modelo cinético de Gompertz a 30°C y 37°C

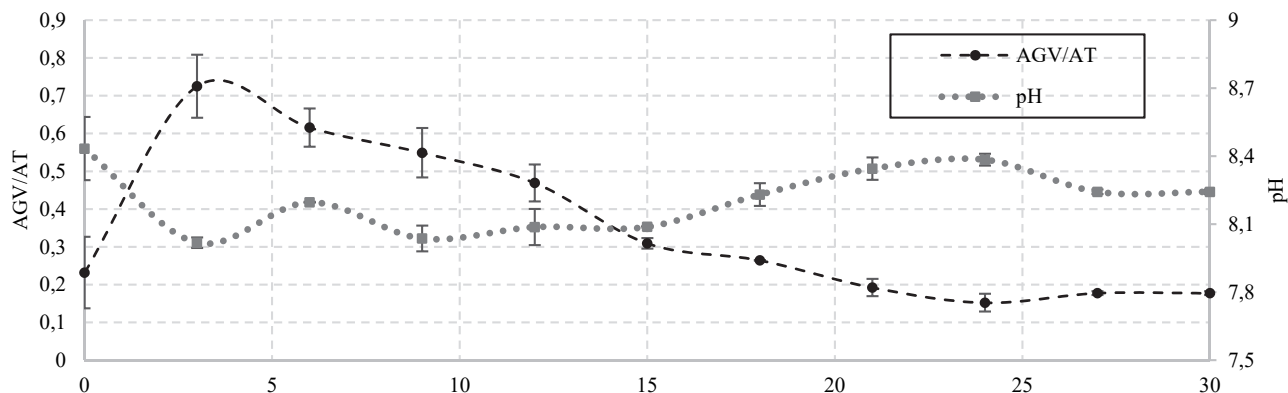


Fig. 5. Relación AGV/AT y variación del pH
Fuente: Los autores

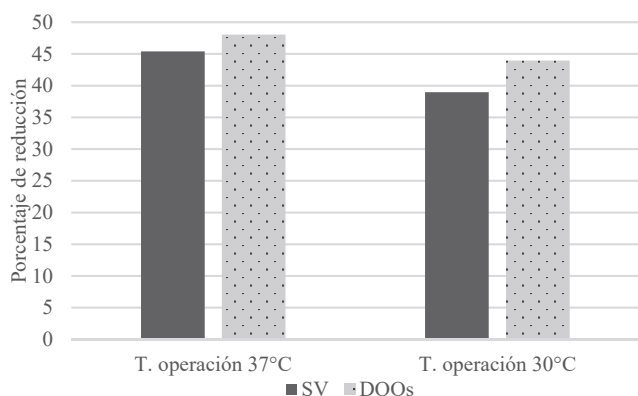


Figura 4. Porcentaje de remoción de demanda química de oxígeno y sólidos volátiles
Fuente: Los autores

En la Fig.2. se observa el comportamiento del PBM_{AR} experimental y el PBM_{AR} simulado con el modelo cinético de *Gompertz* modificado para cada una de las temperaturas evaluadas. Se aprecia que el modelo al incluir la fase de adaptación del consorcio; se ajusta satisfactoriamente a los datos experimentales. A partir de los resultados se infiere que la fase de adaptación se presenta por efectos de la temperatura (30°C) y por la fuente de inóculo empleado (estiércol bovino).

El comportamiento cinético de la materia orgánica soluble fácilmente biodegradable se representa en términos de AGV y ART (Fig. 3). En los tres primeros días se evidencia la máxima velocidad de consumo de ART por parte de los microorganismos acidogénicos, esta rápida degradación corresponde a la baja concentración de materia orgánica particulada en el agua residual (contenido de grasas). A partir de estos resultados se infiere que la hidrólisis no es la etapa limitante del proceso anaerobio para el agua residual del planta de sacrificio bovino caso de estudio. Esta inferencia puede ser comprobada en futuros estudios determinando los parámetros cinéticos del proceso.

La máxima concentración de AGV (2700 mg/l) se alcanza en el día 6. Esta concentración corresponde a la materia orgánica soluble fácilmente biodegradable que se produce a

partir de la hidrólisis de carbohidratos, lípidos (grasas) y proteínas contenidas en el agua residual de matadero.

En este estudio, aun cuando la RIS fue de $1gSV_{inóculo}/gSV_{sustrato}$, la concentración de AGV no afectó la producción de metano, puesto que el valor más bajo de producción de metano se obtuvo el día 18 cuando la concentración de AGV se redujo a 1000mg/l. Según los resultados mostrados, se deduce que durante el proceso no se presentó inhibición por acumulación de ácidos. A partir del día 9 se observó disminución en la concentración de AGV lo que se atribuye a la actividad metabólica de los microorganismos acetogénicos [30].

La estabilización de la materia orgánica del agua residual se evaluó en términos de DQOs_s y SV (Fig. 4). La digestión anaeróbica de las aguas residuales alcanzó remociones de 44% y 48% de DQOs_s y de 39% y 45% de SV para la temperatura de 30°C y 37°C, respectivamente. Estos porcentajes de remoción están acorde con las conversiones que alcanza la tecnología anaeróbica. Los resultados obtenidos demuestran que la reducción de la materia orgánica depende de la fuente de inóculo empleada, la relación inóculo sustrato (RIS) y el tiempo de digestión. Resultados similares del efecto del inóculo y su RIS fueron reportados para la digestión anaeróbica de agua residual de una porcicola empleando tres fuentes de inóculo diferentes (rumen, estiércol porcino previamente digerido y lodo PTAR) obteniendo producciones de metano de 0,078 m³ CH₄/kg SV, 0,244 m³ CH₄/kg SV y 0,256 m³ CH₄/kg SV para cada inóculo evaluado y porcentajes de remoción de DQO de 14,61%, 53,06% y 52,05 y de SV de 35,85%, 46,03% y 49,85% respectivamente [31].

3.2.2. Estabilidad del proceso

La estabilidad del proceso anaerobio a partir del agua residual, se evaluó en función del comportamiento de la relación AGV/AT y el pH (Fig. 5). Durante el tiempo de digestión se presentaron valores de relación AGV/AT en el intervalo entre 0,7 y 0,2, lo que demuestra que el proceso operó de forma estable sin riesgo de inhibición. Estos resultados se correlacionan con los obtenidos para el PBM_{AR} , considerando que la producción de metano obtenida en este estudio fue alta.

El comportamiento del pH fue estable en el rango entre

8,0 y 8,5. Durante los tres primeros días de digestión se observa una disminución del pH, la cual es causada por el aumento de la concentración de AGV. El aumento de pH durante los días 15 a 24 se correlaciona con el comportamiento de la relación AGV/AT.

3.3. Potencial energético

La disponibilidad mensual de agua residual de la planta de sacrificio bovino y bufalino durante un año, permite realizar un estimativo del potencial de energía eléctrica y calórica, a partir del biogás producido (Tabla 3). Durante el mes de enero la planta entró en receso por labores de mantenimiento. En promedio en la planta, se sacrifican 1844 cabezas/mes, que corresponden a 100 horas/mes de operación; conduciendo a variaciones mensuales en el caudal. Sin embargo, este caudal garantiza la viabilidad de la operación de digestión anaeróbica en continuo durante el año. El potencial promedio de metano generado en la planta es de 16440 m³CH₄/mes, que corresponde a 31235 kWh/mes de energía eléctrica y 62500 kWh/mes de energía calórica, dando lugar a un ahorro energético entre el 40% y el 50%.

El beneficio económico de considerar el tratamiento de aguas residuales del matadero mediante digestión anaeróbica, está asociado a una reducción de costos en la energía eléctrica de la planta correspondiente a 3200 dólares (referido a una base de 0.1 dólar/kWh en César, Colombia).

El potencial de energía eléctrica puede ser empleado en la planta en las etapas de insensibilización, izado, desollado, corte del cadáver y refrigeración del producto terminado.

Otra alternativa energética sería utilizar la combustión del biogás como energía térmica para la caldera y la planta tendría un ahorro de 1600 dólares/mes. Jensen y col. (2014), reportan potenciales de recuperación de energía a partir de residuos sólidos y líquidos de plantas alrededor de 40 Mwh de electricidad al día, para una capacidad de sacrificio de 800 cabezas por día [8]. El potencial energético estimado para la planta de sacrificio en Colombia, es coherente con los resultados de la literatura, teniendo en cuenta que el sustrato empleado fue únicamente efluente líquido. Por lo anterior, los resultados de este estudio ofrecen una oportunidad de estabilización y valorización energética para este tipo de efluentes.

4. Conclusiones

El agua residual de la planta de sacrificio bovino y bufalino contiene 7467mgDQO/L, que permite obtener un potencial de biometanización de 0,73m³CH₄/kgSV. Los parámetros cinéticos del modelo de *Gompertz*, que describen la digestión del agua residual de la planta de sacrificio bovino, indican que no existen diferencias significativas en la producción de biogás a las temperaturas de 30°C y 37°C. El potencial energético del agua residual de la planta de planta de sacrificio bovino es en promedio de 31235 kWh/mes de energía eléctrica y 62500 kWh/mes de energía térmica. Por consiguiente, es viable digerir el agua residual a la temperatura de la planta de sacrificio bovino (30°C) y estudiar el uso de estiércol bovino como co-sustrato.

Tabla 3.
Potencial de energía eléctrica y calórica a partir de la producción de biogás de AR.

Mes	Caudal AR (m ³ /mes)	Potencial de metano (m ³ CH ₄ /mes)	Potencial de energía eléctrica (kWh/mes)	Energía eléctrica consumida (kWh/mes)	Ahorro de energía, %	Potencial de energía calórica (kWh/mes)	Energía calórica consumida (kWh/mes)	Ahorro de energía, %
Fe b	605	7862	14939	18621	80	29876	128025	23
M ar	1210	15725	29877	70810	42	59755	128025	47
Ab r	1512	19656	37346	77478	48	74693	128025	58
M ay	1210	15725	29877	76984	42	59755	128025	47
Ju n	1210	15725	29877	70810	39	59755	128025	47
Jul	1210	15725	29877	71872	42	59755	128025	47
Ag o	1512	19656	37346	72757	51	74693	128025	58
Se pt	1210	15725	29877	63443	47	59755	128025	47
Oc t	1512	19656	37346	72338	52	74693	128025	58
No v	1210	15725	29877	60655	49	59755	128025	47
Di c	1512	19656	37346	74006	50	74693	128025	58

Fuente: Los autores

Referencias

- [1] DANE, Sacrificio de ganado -ESAG- [en línea], Colombia, [consulta, 11 de noviembre de 2015]. Disponible en: <http://www.dane.gov.co/index.php/agropecuaria-alias/estadisticas-de-sacrificio-de-ganado-esag>
- [2] Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural, Agenda prospectiva de investigación y desarrollo tecnológico para la cadena cárnica bovina de Colombia [en línea], Colombia, 2009 [consulta, 10 de diciembre de 2015]. Disponible en: http://sioc.minagricultura.gov.co/templates/sioc_cadenas/docs/1189.pdf
- [3] FAO, Departamento de Agricultura y Protección del Consumidor [En línea], 1996 [consulta, 12 de noviembre de 2015]. Disponible en: <http://www.fao.org/wairdocs/lead/x6114e/x6114e04.htm#2.%20slaughterhouses>
- [4] Caixeta, C.E., Cammarota M.C. and Xavier A.M., Slaughterhouse wastewater treatment: Evaluation of a new three-phase separation system in a UASB reactor, *Bioresource Technology*, 81, pp. 61-69, 2002. DOI: 10.1016/S0960-8524(01)00070-0
- [5] Ministerio de Salud y Protección Social, Resolución 240 del 31 de enero de 2013 [en línea], Colombia, 2013. Disponible en: <https://www.minsalud.gov.co/sites/rid/Lists/BibliotecaDigital/rid/de/de/dij/resolucion-0240-de-2013.pdf>
- [6] Chaux, G., Rojas, G. y Bolaños, L., Producción más limpia y viabilidad de tratamiento biológico para efluentes de mataderos en pequeñas localidades. Caso: Municipio de El Tambo (Colombia). *Rev. Bio. Agro*, 7 pp. 102-114, 2009.
- [7] Slimane, K., Fathya, S., Assia, K. and Hamza, M., Influence of inoculums/substrate ratios (ISRs) on the mesophilic anaerobic digestion of slaughterhouse waste in batch mode: Process stability and biogas production. *Energy Procedia*, 50(1), pp. 57-63, 2014. DOI: 10.1016/j.egypro.2014.06.007
- [8] Jensen, P., Sullivan, T., Carney, C. and Batstone, D., Analysis of the potential to recover energy and nutrient resources from cattle slaughterhouses in Australia by employing anaerobic digestion. *Applied Energy*, 136, pp. 23-31, 2014. DOI: 10.1016/j.apenergy.2014.09.009
- [9] Angelidaki, I., Alves, M., Bolzonella, D., Borzacconi, L., Campos, J. L., Guwy, A.J., Kalyuzhnyi, S., Jenicek, P. and Van Lier, J.B., Defining the biomethane potential (BMP) of solid organic wastes and energy crops: a proposed protocol for batch assays. *Water Science & Technology*, 59(5), pp. 927-934, 2009. DOI: 10.2166/wst.2009.040
- [10] Jensen, P D., Ge, H. and Batstone D.J., Assessing the role of biochemical methane potential tests in determining anaerobic degradability rate and extent. *Water Science & Technology*, 64(4), pp. 880-886, 2011. DOI: 10.2166/wst.2011.662
- [11] Moset, V., Al-zohairi, N. and Møller, H.B., The impact of inoculum source, inoculum to substrate ratio and sample preservation on methane potential from different substrates. *Biomass and Bioenergy*, 83, pp. 474-482, 2015. DOI: 10.1016/j.biombioe.2015.10.018
- [12] Massé, D., Massé, L. and Bourgeois, N., Anaerobic processing of slaughterhouse wastewater in a SBR, *Agriculture and Agri-Food Canada*, pp. In Press, 2000.
- [13] Cuetos, M.J., Gómez, X., Otero, M. and Morán, A., Anaerobic digestion of solid slaughterhouse waste (SHW) at laboratory scale: Influence of co-digestion with the organic fraction of municipal solid waste (OFMSW). *Biochemical Engineering Journal*, 40(1), pp. 99-106, 2008. DOI: 10.1016/j.bej.2007.11.019
- [14] Ortner, M., Leitzinger, K., Skupien, S., Bochmann, G. and Fuchs, W., Efficient anaerobic mono-digestion of N-rich slaughterhouse waste: Influence of ammonia, temperature and trace elements. *Bioresource Technology*, 174, pp. 222-232, 2014. DOI: 10.1016/j.biortech.2014.10.023
- [15] Heinfelt, A. and Angelidaki, I., Anaerobic digestion of slaughterhouse by-products. *Biomass and bioenergy*, 33(8), pp. 1046-1054, 2009. DOI: 10.1016/j.biombioe.2009.03.004
- [16] Alzate, M.S. and Quintero, M., Characterization of trophic groups throughout an anaerobic digestion process with cattle manure slurry using a low-cost method. *Revista ION*, 29(1), pp. 117-123, 2016. DOI: 10.18273/revion.v29n1-2016010
- [17] APHA, AWWA & WEF, Standard methods for the examination of water and wastewater. American Public Health Association, Washington, D.C.: American Public Health Association, 2005.
- [18] Miller, G., Use of dinitrosalicylic acid reagent for determination of reducing sugar. *Analytical Chemistry*, 31(3), pp. 426-428, 1959. DOI: 10.1021/ac60147a030
- [19] Jobling, B.J., Thai, S.M., Fritz, T., Esteves, S.R., Dinsdale, R.M. and Guwy, A.J., An improved titration model reducing over estimation of total volatile fatty acids in anaerobic digestion of energy crop, animal slurry and food waste. *Water Environment Research*, 64, pp. 162-170, 2014. DOI: 10.1016/j.watres.2014.05.020
- [20] AccuWeather, Tiempo meteorológico Aguachica [en línea], Colombia, 2015 [consulta, 10 de diciembre de 2015]. Disponible en: <http://www.accuweather.com/es/co/aguachica/101961/month/101961?mony=10/01/2015>
- [21] Lombardi, M. and Tricase, C., State of the art and prospects of Italian biogas production from animal sewage: Technical-economic considerations. *Renewable Energy*, 34(3), pp. 477-485, 2009. DOI: 10.1016/j.renene.2008.06.013
- [22] Aguilar, M., Sáez, J., Lloréns, M., Soler, A. and Ortuño, J., Nutrient removal and sludge production in the coagulation-flocculation process. *Water Research*, 36(11), pp. 2910-2919, 2002. DOI: 10.1016/S0043-1354(01)00508-5
- [23] Rodríguez, J., Rodríguez, I., Pedraza, E., Balagurusamy, N., Sosa, G. and Garza, Y., Kinetics of anaerobic treatment of slaughterhouse wastewater in batch and upflow anaerobic sludge blanket reactor. *Bioresource Technology*, 85(3), pp. 235-241, 2002. DOI: 10.1016/S0960-8524(02)00141-4
- [24] Ruiz, M., Veiga, P.d.S. and Blázquez, R., Treatment of slaughterhouse wastewater in a UASB reactor and an anaerobic filter. *Bioresource Technology*, 60(3), pp. 251-258, 1997. DOI: 10.1016/S0960-8524(97)00020-5
- [25] Le Hyaric, R., Chardin, C., Benbelkacem, H., Bollon, J., Bayard, R., Escudié, R. and Buffière, P., Influence of the substrate concentration and moisture content on the specific methanogenic activity of dry mesophilic municipal solid waste digestate spiked with propionate. *Bioresource Technology*, 102(2), pp. 822-827, 2011. DOI: 10.1016/j.biortech.2010.08.124
- [26] Ware, A. and Power, N., What is the effect of mandatory pasteurisation on the biogas transformation of solid slaughterhouse wastes?. *Waste Management*, 48, pp. 503-512, 2016. DOI: 10.1016/j.wasman.2015.10.013
- [27] Rivera, D., Plata, L., Castro, L., Guzmán, C. y Escalante, H., Aprovechamiento del subproducto sólido de la digestión anaerobia del bagazo de fique (*furcraea macrophylla*) para el acondicionamiento de suelos. *Revista Ion*, 25(1), pp. 25-34, 2012.
- [28] Khanal, S.K., *Anaerobic biotechnology for bioenergy Production: Principles and applications*, Iowa, USA: Blackwell Publishing, 2008, pp. 29-63. DOI: 10.1002/9780813804545
- [29] Pitk, P., Kaparaju, P. and Vilu, R., Methane potential of sterilized solid slaughterhouse wastes. *Bioresource Technology*, 116, pp. 42-46, 2012. DOI: 10.1016/j.biortech.2012.04.038
- [30] Martí, N., Phosphorus precipitation in anaerobic digestion process, Florida, USA: Boca Raton, 2006, pp. 4-12.
- [31] Córdoba, V., Fernández, M. and Santalla, E., The effect of different inoculums on anaerobic digestion of swine wastewater. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 4(1), pp. 115-122, 2016. DOI: 10.1016/j.jece.2015.11.003

L.d.P Castro-Molano, es Ing. Química y Dra. en Ingeniería Química de la Universidad Industrial de Santander, Colombia. Se ha desempeñado en las líneas de investigación de procesos biotecnológicos y digestión anaerobia, donde lleva diez años de experiencia. Ha publicado 11 artículos (revistas nacionales e internacionales) y 2 capítulos de libro en el área de la digestión

anaerobia. Ha participado como ponente en 14 eventos (nacionales e internacionales) y ha pertenecido a 2 proyectos de investigación. Se desempeña como docente en la Universidad Industrial de Santander, Colombia.

ORCID: 0000-0001-8893-6310

H. Escalante-Hernández, es Ing. Químico de la Universidad Industrial de Santander (UIS), MSc. en Ingeniería Química (UIS) y Dr. en Ingeniería Química de la Universidad de Cantabria, España, se ha desempeñado como investigador en el área de la ingeniería química y biotecnología industrial en la Universidad Industrial de Santander, Colombia, con 10 años de experiencia en digestión anaerobia. Ha publicado 30 artículos (revistas nacionales e internacionales), dos libros y dos capítulos de libro, ha presentado 38 ponencias (eventos nacionales e internacionales) y ha pertenecido a catorce proyectos de investigación. Se desempeña como docente en la Universidad Industrial de Santander, Colombia.

ORCID: 0000-0002-6257-8110

O.J. Gómez-Serrato, es Ing. Químico de nacionalidad colombiana egresado de la Universidad Industrial de Santander, Colombia. Su tesis de grado se enfocó en la digestión anaerobia de las aguas residuales de un matadero.

ORCID: 0000-0001-6131-7392

D.P. Jiménez-Piñeros, es Ing. Química de la Universidad Industrial de Santander, Colombia, quién participó en la investigación del PBM del agua residual de un matadero mediante digestión anaerobia.

ORCID:0000-0002-5501-2530



UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA

SEDE MEDELLÍN
FACULTAD DE MINAS

Área Curricular de Ingeniería
Química e Ingeniería de Petróleos

Oferta de Posgrados

Maestría en Ingeniería - Ingeniería Química
Maestría en Ingeniería - Ingeniería de Petróleos
Doctorado en Ingeniería - Sistemas Energéticos

Mayor información:

E-mail: qcaypet_med@unal.edu.co
Teléfono: (57-4) 425 5317