

PRODUCCIÓN DE BIOGÁS MEDIANTE CODIGESTIÓN DE ESTIÉRCOL BOVINO Y RESIDUOS DE COSECHA DE TOMATE (*Solanum lycopersicum* L.)

Biogas production through co-digestion of cattle waste and agricultural residues of tomato cultivation (*Solanum lycopersicum* L.)

Rigoberto CASTRO RIVERA¹, María Myrna SOLÍS OBA^{1*},
Vanessa CHICATTO GASPERÍN¹ y Aída SOLÍS OBA²

¹ Instituto Politécnico Nacional, Centro de Investigación en Biotecnología Aplicada, km 1.5 carretera estatal Santa Inés Tecuexcomac-Tepetitla, 90700 Tepetitla de Lardizábal, Tlaxcala, México

² Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Xochimilco, Calz. del Hueso 1100, Tlalpan, Colonia Villa Quietud, 04960 Ciudad de México, México

*Autora para correspondencia: myrobatlx@yahoo.com.mx

(Recibido: febrero 2019; aceptado: septiembre 2019)

Palabras clave: energías alternativas, metano, digestato

RESUMEN

La digestión anaeróbica es una alternativa para reducir problemas de contaminación que puede ocasionar el almacenamiento de residuos a cielo abierto, como es el caso del estiércol y residuos de cosecha; además, es una opción para la generación de energía por la obtención de biogás combustible. El objetivo del trabajo fue evaluar la codigestión de estiércol bovino con residuos de cosecha de tomate. Se utilizó un diseño completamente al azar con arreglo factorial 2×2 , con dos niveles de estiércol (20 y 50 %) y dos niveles de pH inicial (6.8 y 7.5). Se encontró que al ajustar el pH inicial a 7.5 usando 20 o 50 % de estiércol, se duplicó la producción total de biogás y de metano, respecto a la obtenida en los digestores que iniciaron a pH 6.8. En los digestores donde se utilizó 50 % de estiércol y 50 % de residuos de cosecha de tomate, se alcanzó un contenido de metano de 45 %, que es el mínimo para utilizarse como combustible; empleando 20 % de estiércol y 80 % de residuos de cosecha de tomate se produjo de 35 a 37 % de metano. La proporción 50:50 estiércol:residuos de cosecha de tomate, con ajuste de pH inicial a 7.5, fue el mejor sistema para producir biogás combustible. El total de los digestatos producidos no presentaron fitotoxicidad en la prueba de germinación con semillas de lechuga y los contenidos de coliformes y salmonella estuvieron por debajo de los indicados en la norma NOM 004-SEMARNAT.

Key words: alternative energies, methane, digestate

ABSTRACT

Anaerobic digestion is an alternative to reduce pollution problems due to the open sky disposal of waste, such as manures and agricultural residues; besides, it is an option for the generation of alternative energies due to biogas production. The aim of this work was to evaluate the co-digestion of cattle waste with tomato crop residues. The experimental design was completely randomized under a 2×2 factorial arrangement, considering two levels of manure (20 and 50 %) and two pH initial levels (6.8 and

7.5). It was found that by adjusting the pH to 7.5 using 20 or 50 % manure, the total production of biogas and methane increased 100 %, compared to that obtained in digesters starting at pH 6.8. In digesters where 50 % of manure and 50 % of tomato crop residues were used, the methane content reached 45 %, which is the minimum to be used as combustible. The use of 20 % manure and 80% tomato crop residues produced 35 to 37 % methane. The 50:50 proportion manure:tomato residues best treatment was in with pH adjust at 7.5 . The resulting digestate did not present phytotoxicity in the test with lettuce seeds, and its coliform and salmonella was below those indicated in standard NOM 004-SEMARNAT.

INTRODUCCIÓN

La digestión anaerobia es una tecnología para el tratamiento de residuos orgánicos que no sólo permite dar solución a su manejo, sino que también permite reducir las emisiones de gases de efecto invernadero y aprovechar su potencial energético para la producción de biogás (Sarabia et al. 2017, Campos-Montiel et al. 2018). La producción de biogás mediante digestión anaerobia es una opción sostenible al uso de combustibles fósiles, ya que además de representar una fuente alterna de energía, acarrea múltiples beneficios ambientales, como el uso de residuos agrícolas y animales, que si se eliminan inadecuadamente ocasionan problemas de contaminación (Berglund y Börjesson 2006).

La digestión anaerobia es un proceso microbiano en el que bacterias fermentativas y acetogénicas, junto con arqueas metanogénicas, convierten la materia orgánica en dióxido de carbono y metano (Ershad y Martin 2016). Este proceso se puede dividir en cuatro fases de degradación: hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis. Los procesos de metabolismo microbiano dependen de diversos parámetros, los cuales deben ser controlados para tener un proceso de digestión anaerobia óptimo. Entre estos parámetros destacan el pH, tiempos de residencia, demanda química de oxígeno (DQO), sólidos totales, sólidos volátiles, temperatura, concentración de sustrato, biomasa, tamaño de partícula del sustrato y relación sustrato/inóculo (Esposito et al. 2012). Se han utilizado diversos sustratos para producir biogás, como estiércol, lodos de plantas de tratamiento de aguas, residuos orgánicos en los tiraderos de basura, residuos industriales y municipales, y residuos agrícolas (Teniza-García et al. 2015).

El principal producto de la digestión anaeróbica es el biogás, que se compone principalmente de metano y dióxido de carbono, pero también contiene impurezas como sulfuro de hidrógeno (H_2S) y amoníaco (NH_3) (Deubleien y Steinhäuser 2008).

Si el biogás contiene al menos 45 % de metano se considera combustible y por lo tanto es una fuente de energía limpia y renovable (Ershad y Martín 2016). Además del biogás se obtiene un subproducto llamado digestato, que es una mezcla de materia orgánica parcialmente degradada, biomasa microbiana y componentes inorgánicos. Por ser un producto rico en nutrientes, el digestato se ha utilizado como fertilizante (Albuquerque et al. 2012) y ha demostrado incrementar la producción agrícola aplicado directamente a semillas, de manera foliar o por fertirrigación (Oh et al. 2014).

En la mayor parte de los reportes donde se busca obtener metano por digestión anaeróbica, se usa estiércol de diferentes orígenes; sin embargo, se han reportado diversos trabajos en los que se ha evaluado la codigestión, que es la adición de otro sustrato (del 10 al 50 % en peso seco) para mejorar los rendimientos de metano en la digestión anaeróbica, ya que coadyuva suministrando nutrientes esenciales, diluyendo el potencial tóxico de compuestos inhibidores, ajustando el contenido de humedad y pH e incrementando el contenido de microorganismos que participan en el proceso (Budiyo et al. 2014). Para la codigestión se han utilizado diversos residuos tanto cárnicos como domésticos o agrícolas, lodos de aguas residuales y estiércoles (Teniza-García et al. 2015).

El tomate (*Solanum lycopersicum* L.) es consumido en la actualidad, posiblemente, en todo el planeta. La producción industrial de salsas y preparados de tomate, así como los excesos o el deterioro de cosechas producen toneladas de residuos de tomate que llegan a convertirse en un problema logístico y ambiental. En la Unión Europea, por ejemplo, se generan cada año 300 millones de toneladas de residuos de tomate y sólo en Florida, 400 000 t anuales (Cerem 2016).

El objetivo del presente trabajo fue evaluar la codigestión de estiércol bovino con residuos de cosecha de tomate para la producción de biogás con al menos 45 % de metano, mínimo requerido para que éste sea combustible.

MATERIALES Y MÉTODOS

Materiales

Se obtuvieron 20 kg de estiércol fresco de ganado bovino de una granja de traspatio productora de leche ubicada en Tepetitla de Lardizábal, Tlaxcala. La dieta habitual que se le suministró a los animales fue pastura fresca. El estiércol se llevó al Centro de Investigación en Biotecnología Aplicada (CIBA) para su análisis y evaluación en las codigestiones.

Los residuos de cosecha de tomate fueron obtenidos de los invernaderos de Grupo Xonacatzi, ubicado en Tepetitla de Lardizábal. Una vez que el productor colecta el tomate, deja que la planta se seque y posteriormente la corta y apila este material. De esta pila se colectaron 20 kg que consistieron en 45 % de hojas, 45 % de tallos y 10 % de tomate que no se comercializó por no cumplir con especificaciones de calidad. Los residuos fueron llevados al CIBA para su análisis y evaluación en las codigestiones. Los residuos de cosecha se molieron y se tamizaron con una malla de 5 mm. En el **cuadro I** se presentan los análisis del estiércol y residuos de tomate utilizados.

Con el fin de ajustar la relación C/N a 20/1, se utilizó un kilogramo de aserrín madera de pino; para su pretratamiento se mantuvo en una bolsa de plástico negra de tres litros durante dos semanas en condiciones de humedad del 70 %, a 25 ± 5 °C.

CUADRO I. PROPIEDADES MEDIDAS AL ESTIÉRCOL BOVINO Y RESIDUOS DE COSECHA DE TOMATE

Materias primas	Sólidos totales (%)	Sólidos volátiles (%)	pH inicial	Relación C/N
Estiércol	20.65	17.30	6.71	12.70
Residuos de cosecha de tomate	21.15	18.25	6.91	19.60

Proceso de codigestión

Las codigestiones anaeróbicas se llevaron a cabo en digestores de plástico de tres litros de capacidad (**Fig. 1**), con un volumen de trabajo de 2.4 L, con 10 % de sólidos totales de base seca. Cada digestor estaba equipado con una salida de gas en la parte superior y una salida de líquido en la parte inferior para toma de muestras. Después del llenado de los digestores, se burbujeó nitrógeno durante 5 min para eliminar el oxígeno disuelto (Zhang 2012). Los digestores se cerraron herméticamente y se mantuvieron durante 75 días a 30 °C.



Fig. 1. Digestor utilizado para las codigestiones de estiércol bovino y residuos de cosecha de tomate

El proceso de digestión anaeróbica para la obtención de biogás combustible se evaluó considerando dos procesos de codigestión: 1) utilizando 80 % de residuos de cosecha de tomate con 20 % de estiércol bovino y 2) utilizando 50 % de residuos de cosecha con 50 % de estiércol. Hay reportes como el de Kim y Kang (2015) que indican que la codigestión de mezclas que contienen cantidades iguales de sustratos produce la mayor cantidad de metano en comparación con el uso de sustratos individuales. Teniza-García et al. (2015) indican que las codigestiones se llevan a cabo usando mezclas del 10 al 50 % en peso de los diferentes sustratos.

El pH de las mezclas iniciales de ambos procesos fue de 6.8. Dado que el pH recomendado para favorecer la metanogénesis es de 6.7 a 7.5 y que a valores de pH menores a 6.7 el proceso se suprime (Deubleien y Steinhauser 2008), se evaluó la producción de biogás al pH de las mezclas y ajustando el pH inicial a 7.5.

Las características de las mezclas de los diferentes tratamientos medidos al inicio del proceso de digestión se indican en el **cuadro II**. A continuación se indican los parámetros medidos al biogás y al digestato. Todos los análisis se llevaron a cabo en el Centro de Investigación en Biotecnología Aplicada.

Medición del biogás

La medición de biogás se hizo de manera semanal, tomando muestras del digestor de biogás en contenedores flexibles de 500 mL de capacidad. Se utilizó la ecuación de gases ideales (Liebetrau et al. 2017) para hacer la corrección correspondiente y reportar

CUADRO II. CONDICIONES INICIALES DE LAS MEZCLAS PARA EL PROCESO DE CODIGESTIÓN EN LOS DIFERENTES TRATAMIENTOS EVALUADOS

Tratamiento	Estiércol (%)	Residuos de cosecha de tomate (%)	Sólidos totales (%)	Sólidos volátiles (%)	pH inicial	Relación C/N
V20	20	80	10	7.28	6.8	20
V20-1*	20	80	10	7.28	7.5	20
V50	50	50	10	6.58	6.8	20
V50-1*	50	50	10	6.58	7.5	20

*Se ajustó el pH inicial a 7.5

los datos en condiciones normales de presión y temperatura (25 °C y 1 atm).

Cuantificación de metano en el biogás

La determinación de metano y dióxido de carbono en el biogás se realizó por cromatografía de gases (Teniza-García et al. 2015). Se utilizó un equipo Hewlett Packard modelo 6890 (EUA) con detector de conductividad térmica (TCD) y columna capilar GS-Carbon Plot, con nitrógeno como gas acarreador. Se utilizaron los siguientes parámetros: detector a 250 °C, inyector a 250 °C, la rampa de temperatura inicial del horno a 30 °C con incrementos de 50 °C por minuto hasta 250 °C. Como estándar se usó gas natural.

Caracterización física y química del digestato

Al effluente se le hicieron los siguientes análisis:

- El pH se midió con medidor pH metro, marca Orion modelo 410 A, según la Norma Mexicana NMX-AA-008-SCFI-2016 (SE 2016).
- Para medir la humedad, los sólidos totales y los sólidos volátiles se utilizó una estufa Felisa, modelo FE-131D, según la Norma Mexicana NMX-AA-034-SCFI-2001 (SE 1989).
- La relación carbono/nitrógeno (C/N) se determinó con el analizador elemental Perkin Elmer 2400 CHN (EUA) según lo indicado por Teniza-García et al. (2015).
- Los ácidos grasos volátiles (AGV) (ácido acético, propiónico, butírico, isobutírico y valérico) se determinaron en un cromatógrafo de gases Hewlett Packard modelo 7240 provisto de un detector de ionización de flama de acuerdo con la metodología de Teniza-García et al. (2015).
- La prueba de fitotoxicidad se realizó utilizando semillas de lechuga, de acuerdo con Tiquia et al. (1996).
- La cuantificación de coliformes y *Salmonella* sp. se llevó a cabo de acuerdo con lo indicado en la

Norma Oficial Mexicana NOM-004-SEMAR-NAT-2002 (SEMARNAT 2003).

Diseño experimental y análisis estadístico

El diseño experimental fue completamente al azar, con arreglo factorial (2×2), con tres con tres repeticiones por tratamiento. Los factores fueron dos niveles de cantidad de estiércol adicionado (20 y 50 % en base seca) y dos niveles de pH (6.8 y 7.5). En todos los casos la relación C/N se ajustó a 20. Los datos obtenidos se ordenaron semanalmente y con ello se hicieron comparaciones de medias mediante el procedimiento PROC GLM del programa SAS/STAT (2002) y la prueba de Tukey ($p \leq 0.05$) para determinar si había diferencias significativas entre los tratamientos.

RESULTADOS

Caracterización de las mezclas de digestión

En los **cuadros I y II** se muestra la caracterización del estiércol bovino, de los residuos de cosecha de tomate y de las mezclas con las que se alimentaron los digestores. Esta caracterización es importante, ya que hay varios parámetros que se deben cuidar para favorecer la producción de metano. Se determinó que la relación de sólidos volátiles (SV) respecto a sólidos totales (ST) de todas las mezclas era de aproximadamente 70 % (**Cuadro II**). El contenido de sólidos volátiles es importante porque se considera como el primer indicador del potencial de los sustratos para generar metano; un contenido de SV mayor al 50 % es adecuado para que se lleve a cabo la digestión anaerobia para la producción de metano (Ren et al. 2003).

El pH de alimentación influye en el crecimiento de los microorganismos metanogénicos y afecta la disociación de algunos componentes importantes para los procesos de digestión anaerobia, como el amoníaco, ácidos orgánicos y sulfuro. A pH de 6.7 a 7.5 se favorece la formación de metano (Deubleien

y Steinhauser 2008). La metanogénesis se favorece con relaciones de C/N de 20/1 a 30/1, porque esta relación C/N beneficia el adecuado crecimiento de los microorganismos; el carbono es necesario como fuente de energía y el nitrógeno para la construcción de estructuras celulares (Budiyo et al. 2014). En el **cuadro 1** se observa que los residuos de cosecha de tomate tienen una relación C/N mayor que la del estiércol, así como mayor contenido de sólidos.

Proceso de digestión del tratamiento V20

El proceso de digestión V20 inició a pH 6.8 (**Fig. 2**) y disminuyó a 5.93 al día 15. A partir del día 30 se fue incrementando hasta finalizar en 7.24 al día 75. Se puede relacionar la disminución en los valores de pH con el inicio de la formación de ácidos grasos volátiles, los cuales se detectaron desde la primera semana y hasta el día 60.

La producción de biogás y metano se detectó a partir de la segunda semana del inicio del proceso hasta el día 28. Su velocidad de formación, calculada como la pendiente de la gráfica de producción vs tiempo fue de 0.035 L biogás/día y 0.021 L metano/día; del día 28 al día 35 la velocidad de formación se incrementó a 0.11 L biogás/día y 0.05 L metano/día; después del día 45 la producción de ambos gases se mantuvo constante. Se tuvo una producción total de 2.4 L de biogás y 0.9 L de metano con 37.5 % de este último (**Fig. 2**). El contenido de metano no alcanzó el 45 %, que es el mínimo para que se considere que el biogás es combustible (Deubleien y Steinhauser 2008).

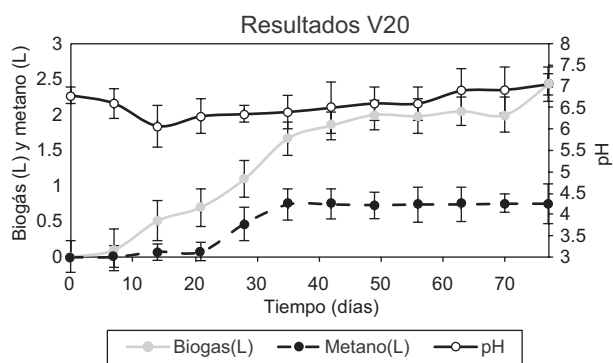


Fig. 2. Cambio de pH, producción de biogás y metano durante la codigestión de 20 % de estiércol bovino y 80 % de residuos de cosecha de tomate, pH inicial 6.8 (V20)

El incremento observado en la formación de biogás y metano del día 30 al día 45 fue consistente con un aumento en el porcentaje de consumo de

sólidos volátiles, el cual se registró a partir del día 30, posiblemente porque los sólidos volátiles representan la materia orgánica biodegradable (Kwon y Lee 2004). También se puede relacionar el incremento en la producción de metano con el incremento en los valores de pH a partir del día 30, lo que favoreció el desarrollo de las arqueas metanogénicas (Ningning et al. 2015).

Se cuantificaron los siguientes ácidos grasos volátiles (AGV): acético, propiónico, butírico, isobutírico y valérico. Se ha reportado que los AGV deben estar dentro de ciertos límites para que no se inhiba el proceso de digestión, ya que valores mayores de estos ácidos pueden inhibir el crecimiento de las bacterias metanogénicas (Demirel y Yenigun 2002). El ácido isobutírico no debe ser mayor de 300 mg/L, el valérico de 200 mg/L (Hill y Holmberg 1988), el acético de 1600 mg/L y el propiónico de 950 mg/L.

En el tratamiento V20 las concentraciones más altas de AGV registradas durante el proceso de codigestión fueron las siguientes: ácido butírico, 45 mg/L; ácido acético, 19 mg/L; ácido propiónico, 16 mg/L; ácido valérico, 20 mg/L, y ácido isobutírico, 5 mg/L. El ácido que se encontró en mayor concentración fue el butírico, uno de los AGV que se producen de manera normal en digestiones anaerobias. Franke-Whittle et al. (2014) detectaron una mayor producción de los ácidos butírico y valérico en la digestión de residuos de tomate procesado. En todos los tratamientos se cuantificaron cantidades de estos ácidos que no sobrepasaron los límites recomendados, por lo que se puede decir que no hubo inhibición por AGV.

Proceso de digestión del tratamiento V20-1

De manera similar al comportamiento del pH en los digestores del tratamiento V20, en los digestores del tratamiento V20-1 se observó un descenso en los valores de pH en las dos primeras semanas y posteriormente empezó a incrementar; desde el día 28 y hasta el final del proceso (día 75) el pH se mantuvo entre 7.5 y 7.55 (**Fig. 3**), favoreciendo así la producción de metano (Deubleien y Steinhauser 2008). El valor del pH se estabilizó en éste y en los demás tratamientos a pesar de la producción de ácidos grasos volátiles durante la digestión. Lo anterior se puede explicar porque los componentes alcalinos presentes en el estiércol bovino neutralizan el pH, generando un efecto amortiguador (buffer) (Zhang et al. 2013).

La producción tanto de biogás como de metano se llevó a cabo a velocidad constante desde el inicio del proceso, siendo de 0.069 y 0.028 L/día, respectivamente. La formación total de biogás fue de 5.4 L

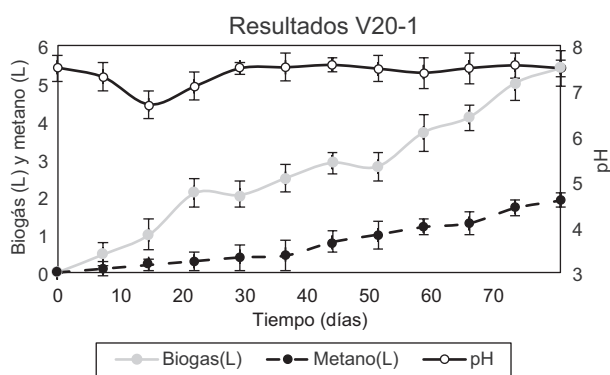


Fig. 3. Cambio de pH, producción de biogás y metano durante la codigestión de 20 % de estiércol bovino y 80 % de residuos de cosecha de tomate, pH inicial 7.5 (V20-1)

y la de metano de 2 L (**Fig. 3**); esto es, la producción total de biogás aumentó 120 % y la de metano 100 % respecto al tratamiento V20, donde no se hizo ajuste del pH al inicio del proceso. Sin embargo, en los digestores V20-1 el contenido de metano también fue menor al 45 %, por lo que no se considera inflamable (Deubleien y Steinhäuser 2008). La reducción de sólidos volátiles fue mayor que la observada en los digestores V20 (**Cuadro III**), lo cual indica que hubo mayor descomposición de la materia orgánica durante la digestión (Kwon y Lee 2004).

En este tratamiento la producción de AGV inició también desde el principio del proceso y continuó hasta el día 60. Los valores medidos más altos fueron: ácido butírico, 105 mg/L; ácido acético, 52 mg/L; ácido propiónico, 245 mg/L; ácido valérico, 57 mg/L, y ácido isobutírico, 38 mg/L. Ninguno de estos ácidos se produjo en cantidades que pudieran inhibir el proceso de digestión.

Proceso de digestión del tratamiento V50

El pH inicial de los digestores en el tratamiento V50 fue de 6.8 y no se registró descenso de este valor. A pesar de que desde el inicio de la digestión

se detectaron AGV, el pH se mantuvo entre 6.8 y 7.5 durante toda la digestión (**Fig. 4**). La presencia de una mayor cantidad de estiércol en comparación con las digestiones anteriores (V20 y V20-1), favoreció la neutralización natural de los ácidos generados en la digestión anaerobia. Al momento de cargar los digestores se cuantificaron valores elevados de ácidos grasos volátiles, principalmente ácido acético (783 mg/L) y propiónico (627 mg/L). Posteriormente, las cantidades de ácidos descendieron y se mantuvieron en niveles bajos (menores a 50 mg/L) durante el resto de la digestión, favoreciendo que el pH se mantuviera ligeramente alcalino y por lo tanto favoreciera la metanogénesis. Page (2012) reportó valores iniciales elevados de ácidos grasos en estiércol bovino, principalmente ácido fórmico, propiónico, acético y butírico, y en algunos casos contenido de ácido acético de hasta 5 g/L.

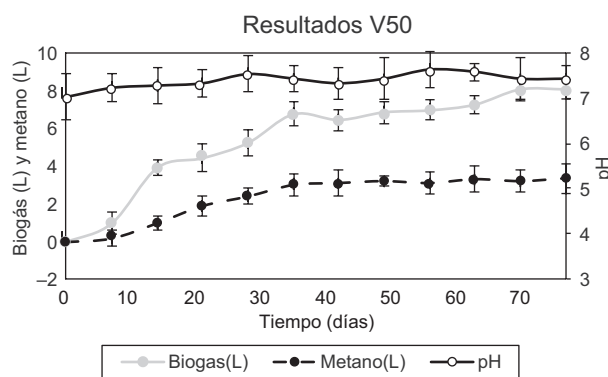


Fig. 4. Cambio de pH, producción de biogás y metano durante la codigestión de 50 % de estiércol bovino y 50 % de residuos de cosecha de tomate, pH inicial 6.8 (V50)

La producción de biogás y metano inició desde el primer día a una velocidad de 0.19 y 0.09 L/día, respectivamente, hasta el día 35; posteriormente, la velocidad de formación de ambos disminuyó a

CUADRO III. RESULTADOS DE LA CODIGESTIÓN DE ESTIÉRCOL BOVINO Y RESIDUOS DE COSECHA DE TOMATE EN LOS DIFERENTES TRATAMIENTOS

Digestor	Biogás total (L)	Metano total (L)	Metano (%)	Reducción de sólidos volátiles (%)	Rendimiento (L de metano/kg de sólidos volátiles)
V20	2.4 ± 0.12d	0.9 ± 0.3d	35.60 ± 0.1b	21.18 ± 0.16b	23.53 ± 1.15c
V20-1	5.4 ± 0.53c	2.0 ± 0.16c	37.08 ± 6.6ab	34.21 ± 0.12b	22.91 ± 0.11c
V50	7.9 ± 0.60b	3.6 ± 0.83b	45.71 ± 1.4a	51.89 ± 0.60a	46.90 ± 1.91b
V50-1	13.0 ± 0.46a	6.0 ± 0.13a	46.16 ± 1.5a	48.72 ± 0.54a	72.93 ± 1.69a

Literales diferentes en columnas indican que existe diferencia estadística ($p < 0.05$); valores promedios ± desviación estándar, $n = 3$

0.034 L biogás/día y 0.015 L metano/día (**Fig. 4**). La producción total de biogás fue de 7.9 L y la de metano de 3.6 L, cantidades mayores en 230 y 300 %, respectivamente, a las obtenidas en el tratamiento V20, y 200 y 80 % mayores, respectivamente, en relación con el tratamiento V20-1. El contenido total de metano a partir del día 42 fue de al menos 45 % de metano, por lo que este biogás es combustible (Deubleien y Steinhäuser 2008).

Proceso de digestión del tratamiento V50-1

En el proceso de digestión del tratamiento V50-1 se hizo un ajuste inicial del pH a 7.5. Al principio del proceso este parámetro disminuyó por la formación de AGV y posteriormente se incrementó. A partir del día 21, el pH fue ligeramente alcalino hasta el final del proceso (**Fig. 5**), probablemente por los sistemas amortiguadores presentes en el estiércol bovino, como se explicó para el tratamiento V50. La producción de biogás y metano se registró desde el inicio; la velocidad del primero fue de 0.32 L biogás/día hasta el día 21, y posteriormente de 0.11 L biogás /día. En el caso del metano, la producción fue constante a una velocidad de 0.08 L metano/día. La producción total fue de 13 L de biogás con 6 L de metano, es decir, se obtuvo el doble de biogás y metano totales en comparación con el tratamiento V50. Al igual que en este último, en este caso el contenido de metano fue mayor al 45 % desde el día 42, por lo que el biogás obtenido es combustible según Deubleien y Steinhäuser (2008).

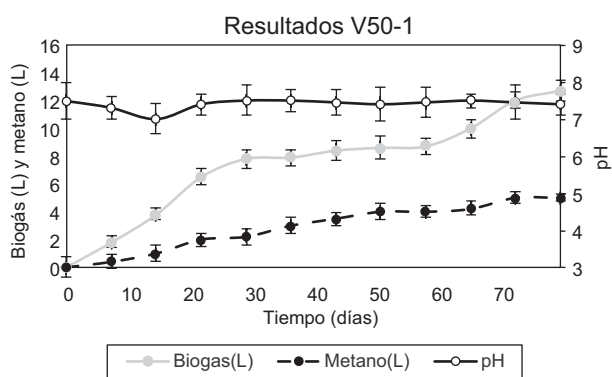


Fig. 5. Cambio de pH, producción de biogás y metano durante la codigestión de 20 % de estiércol bovino y 80 % de residuos de cosecha de tomate, pH inicial 7.5 (V50-1)

Los valores más altos registrados para los AGV fueron: ácido acético, 392 mg/L; ácido butírico, 340 mg/L; ácido propiónico, 194 mg/L, y ácido valérico; 86 mg/L. No hubo inhibición por AGV.

Comparación de tratamientos

En el **cuadro III** se resume la producción promedio y desviación estándar de biogás y metano obtenidos en cada tratamiento, así como los resultados del análisis estadístico (Tukey; $p < 0.05$). El mejor tratamiento es el V50-1, ya que estadísticamente ($p < 0.05$) se obtuvo la mayor cantidad total de biogás y de metano, así como el mayor rendimiento; además, en estas condiciones se pueden usar ambos residuos para la obtención de energía alterna. Si no se hace el ajuste del pH (V50) también se obtiene biogás combustible, pero en cantidad menor que con el ajuste de dicho parámetro a 7.5. En el **cuadro IV** se muestra el análisis factorial de los resultados obtenidos en las codigestiones.

Análisis del digestato

Durante la digestión anaerobia se genera, además del biogás, el digestato, que es rico en nutrientes y puede utilizarse como fertilizante (Gene et al. 2010). Adicionalmente se evaluó el digestato generado en cada codigestión y se comparó con los parámetros de pH, relación C/N, contenido de coliformes y salmonella como indica la norma Norma Técnica Ambiental NTA-006-SMA-RS-2006 (SEMARNAT 2006), la cual establece los requisitos para la producción de mejoradores de suelos elaborados a partir de residuos orgánicos. En el **cuadro V** se muestran los resultados obtenidos del análisis de digestatos

El pH de todos los digestatos está dentro de los parámetros indicados en la NTA-006-SMA-RS-2006 (SEMARNAT 2006). En cuanto a la relación C/N, únicamente el digestato del tratamiento V20-1 se encuentra dentro de lo establecido por la norma; en el resto de los tratamientos dicha relación es mayor.

Índice de germinación (IG)

Se determinó el índice de germinación (IG) de la parte líquida de los digestatos. Para que un efluente se considere no fitotóxico el IG debe ser mayor al 80 %, y se dice que presenta efecto inductor si este parámetro es mayor a 120 % (Tiquia et al. 1996). La parte líquida de los digestatos obtenidos de todos los tratamientos no fueron fitotóxicos; además, se observó que los provenientes de V20-1, V50 y V50-1 (**Cuadro V**) estimularon la elongación radicular de las plántulas de lechuga. Los análisis microbiológicos de todos los digestatos cumplen con límites permisibles en la Norma Técnica Ambiental NTA-006-SMA-RS-2006 (SEMARNAT 2006).

El digestato proveniente de cualquiera de las mezclas de residuos de cosecha de tomate y estiércol bovino puede utilizarse como fertilizante. En este caso no hay diferencia si se ajusta o no el pH, o si

CUADRO IV. ANÁLISIS FACTORIAL DE LOS RESULTADOS OBTENIDOS DE LA CODIGESTIÓN USANDO DIFERENTES CONCENTRACIONES DE ESTIÉRCOL Y VALORES DE pH INICIAL

	Factor	Biogás total (L)	Metano total (L)	Metano (%)	Reducción de sólidos volátiles (%)	Rendimiento (L de metano/kg de sólidos volátiles)
Estiércol (%)	20	3.88 a*	1.46b*	36.34b*	27.69b*	23.21b*
	50	10.45a	4.78a	45.94a	50.29a	59.94a
pH	6.8	5.1b	2.22b	40.54b	36.51b	35.22b
	7.5	9.2a	4.01a	41.74a	41.47a	47.92a
Estiércol (%)		**	**	**	**	**
pH		**	**	**	**	**
Interacción		**	**	NS	**	**

Literales diferentes en las columnas indican que existe diferencia estadística (Tukey $p < 0.05$)

* $p = 0.05$, ** $p = 0.01$; NS: no significativo ($p > 0.05$)

CUADRO V. EVALUACIÓN DEL DIGESTATO OBTENIDO EN CADA TRATAMIENTO

Tratamiento	V20	V20-1	V50	V50-1	NTA-006-SMA-RS-2006 (SEMARNAT 2006)
pH	7.24 ± 0.33b*	7.68 ± 0.05a*	7.56 ± 0.09a*	7.75 ± 0.03a*	6.5-8-0
C/N	10.8 ± 0.04b	14.1 ± 1.1a	14.0 ± 0.28a	14.5 ± 0.64a	< 12
IG (%)	99b	130a	132a	135a	> 75%
Coliformes	210b	460a	150c	210b	< 1000
<i>Salmonella</i>	Negativo	Negativo	Negativo	Negativo	Negativo

Literales diferentes en columnas indican que existe diferencia estadística ($p < 0.05$); valores promedios ± desviación estándar, $n = 3$

IG: índice de germinación

se adiciona 20 o 50 % de estiércol. Se recomiendan los tratamientos V50 y V50-1, ya que además de producirse biogás combustible, el digestato es adecuado para utilizarse como fertilizante. Diversos autores atribuyen efectos positivos al digestato en el desarrollo de las plantas debido a su alto contenido de macronutrientes como N (0.03 a 0.08 %), P (0.02-0.07 %) y K (0.05-1.4 %). Además de los macronutrientes, algunos autores han reportado la presencia de fitorreguladores como ácido giberélico, ácido indol acético y ácido abscísico (Möller y Muller 2012, Feng et al. 2011).

También se ha reportado que durante los procesos de digestión anaeróbica se reduce la cantidad de coliformes, *Salmonella* y huevos de helminto (Atenodoro-Alonso et al. 2015), lo cual implica que la digestión anaeróbica favorece el control de microorganismos dañinos para el ser humano. En ninguno de los digestatos (**Cuadro V**) se cuantificaron cantidades de patógenos superiores a lo permitido por la norma, por lo que pueden usarse como fertilizantes.

DISCUSIÓN

Se ha reportado que el pH es uno de los factores que más influye en la producción de metano durante los procesos de digestión anaeróbica, y el intervalo de pH óptimo para el desarrollo de microorganismos formadores de metano es de alrededor de 6.7-7.5. Sólo se ha reportado que *Methanosarcina* sp. es generadora de metano a valores de pH menores a 6.5, mientras que en los demás microorganismos metanogénicos, el proceso de metanogénesis se inhibe a pH menores de 6.7 (Deublein y Steinhauser 2008). En el caso del tratamiento V20, el valor promedio del pH disminuyó desde la primera semana hasta el día 50 a valores menores a 6.7, lo cual explica la baja producción de biogás y metano. En el caso del tratamiento V20-1, si bien hubo una disminución del pH en la segunda semana a valores menores a 6.7, éste se incrementó a partir de la tercera semana, por lo que la producción de biogás y metano se duplicó respecto a V20. Sin embargo, en estos tratamientos

el contenido de metano fue del 37 %, por lo que el biogás no se considera combustible. Para los tratamientos V50 y V50-1, los valores de pH se incrementaron desde la primera semana y hasta el final del proceso, lo cual favoreció en todo momento a las bacterias metanogénicas, por lo que al final se obtuvieron contenidos de metano superiores al 45 %. Adicionalmente, también pudo influir en el control del pH el sistema regulador de bicarbonatos que se presenta de manera natural en el estiércol bovino, debido al metabolismo de fermentación del acetato para generar metano y carbonatos, así como al sistema amortiguador amoniaco/amonio que también se presenta en el estiércol (Zhang et al. 2013). Al adicionar más estiércol que en las digestiones V20 y V20-1 se favoreció de manera natural un equilibrio entre los componentes ácidos generados en la digestión anaerobia.

Se ha reconocido que la alimentación a los digestores únicamente con estiércol no es la manera más eficiente para producir biogas, debido a su deficiencia en carbono (Esposito et al. 2012). Wu et al. (2010) explican que Hills y Roberts (en 1981) y posteriormente Hashimoto (en 1983) destacaron que la adición de residuos agrícolas incrementa la relación C/N y disminuye el riesgo de que se produzca una inhibición del proceso de digestión por la formación de amonio, lo cual incrementa la producción de metano. La codigestión de estiércol con residuos agrícolas se ha probado en diversos estudios; por ejemplo, Trujillo et al. (1993) ensayaron la codigestión de mezclas de residuos de plantas de tomate con estiércol de conejo, y concluyeron que la adición de residuos de plantas de tomate no tiene influencia en la producción de biogás, pero sí en la concentración de metano. Callaghan et al. (2002) encontraron que durante la codigestión anaerobia de estiércol de bovino con 20 a 50 % de residuos de frutas, el rendimiento de metano se incrementó de 230 a 450 L/kg de sólidos volátiles. Otros autores lograron un aumento en la producción de biogás y su contenido de metano al llevar a cabo la codigestión de estiércol de cerdo con rastrojo de maíz, paja de avena y paja de trigo (Wu et al. 2010).

El análisis factorial (**Cuadro IV**) muestra que tanto la cantidad de estiércol como el pH influyeron en todas las variables evaluadas en la producción de biogás y metano, así como en el rendimiento de este último y en la reducción de sólidos volátiles. La única variable en que la interacción de la concentración de estiércol y pH no tuvo efecto fue en el porcentaje de metano del biogás.

CONCLUSIONES

La codigestión anaeróbica es una opción para el aprovechamiento de residuos de cosecha de tomate y estiércol de ganado bovino, ya que mediante este proceso es factible obtener energía alternativa por la producción de biogás combustible. Se recomienda utilizar una codigestión con 50 % de estiércol y 50 % de residuos de tomate, haciendo un ajuste inicial de pH a 7.5. La adición de residuos de tomate favoreció la relación C/N y por lo tanto el proceso de digestión anaeróbica.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología por la beca otorgada a la alumna Vanesa Chicatto Gasperín. Los autores agradecen a grupo Xonacatzi por el apoyo brindado al permitir el uso de sus instalaciones para el desarrollo del proyecto.

REFERENCIAS

- Alburquerque J., de la Fuente C., Ferrer-Costa A., Carrasco L., Cegarra L., Abad M. y Bernal M. (2012). Assessment of the fertilizer potential of digestates from farm and agroindustrial residues. *Biomass Bioenerg.* 40, 181-189. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2012.02.018>
- Atenodoro-Alonso J., Ruiz-Espinoza J.E., Alvarado-Lassman A., Martínez-Sibaja A., Martínez-Delgadillo S.A. y Méndez-Contreras J.M. (2015). Mejoramiento de la degradabilidad anaerobia y parámetros cinéticos de la inactivación de patógenos de lodos residuales usando pre- y post tratamiento térmico parte 2. *Rev. Ing. Quim.* 14, 311-319.
- Berglund M. y Börjesson P. (2006). Assessment of energy performance in the life-cycle of biogas production. *Biomass Bioenerg.* 30, 254-266. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2005.11.011>
- Budiyono B., Nyoman W.I., Seno J. y Sunarso S. (2014). Increasing biogas production rate from cattle manure using rumen fluid as inoculums. *Inter. J. Basic. Appl.* 6 (1), 31-38. <https://doi.org/10.12777/ijse.6.1.31-38>
- Callaghan F.J., Wase D.A., Thayanithy K. y Forster C.F. (2002). Continuous codigestion of cattle slurry with fruit and vegetable wastes and chicken manure. *Biomass Bioenerg.* 22 (1), 71-77. [https://doi.org/10.1016/S0961-9534\(01\)00057-5](https://doi.org/10.1016/S0961-9534(01)00057-5)
- Campos-Montiel R.G., del Razo-Rodríguez O.E., Almaraz-Buendía I., Ramírez-Briebesca E., Soriano-Robles R., Salinas-Martínez J.A., Arias-Margarito L.

- y González-Muñoz S.S. (2018). Bioconversión de desperdicios vegetales a biogás a partir de microorganismos ruminales. *Rev. Int. Contam. Ambie.* 34 (1), 149-155. <https://doi.org/10.20937/RICA.2018.34.01.13>
- Cerem (2016). Tomates eléctricos. Cerem International Business School [en línea]. <https://www.cerem.mx/blog/tomates-electricos> 01/07/19.
- Demirel B. y Yenigun O. (2002). The effects of change in volatile fatty acid (VFA) composition on methanogenic up flow filter reactor (UFAF) performance. *Environ. Technol.* 23, 1179-1187. <https://doi.org/10.1080/09593332308618336>
- Deubleien D. y Steinhäuser A. (2008). *Biogas from waste and renewable resources*. 2nd ed. Wiley-VCH, Alemania, 578 pp.
- Ershad U.K. y Martin A.R. (2016). Review of biogas digester technology in rural Bangladesh. *Renew. Sustain. Ener. Rev.* 62, 247-259. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2016.04.044>
- Esposito G., Frunzo L., Giordano A., Liotta F., Panico A. y Pirozzi F. (2012). Anaerobic co-digestion of organic wastes. *Rev. Environ. Sci. Biotechnol.* 11 (4), 325-341. <https://doi.org/10.1007/s11157-012-9277-8>
- Feng H., Qu G., Ning P., Xiong X., Jia L., Shi Y. y Zhang J. (2011). The Resource Utilization of Anaerobic Fermentation Residue. *Procedia Environ. Sci.* 11, 1092-1099. <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2011.12.165>
- Franke-Whittle I.H., Walter A., Ebner C y Insama H. (2014). Investigation into the effect of high concentrations of volatile fatty acids in anaerobic digestion on methanogenic communities. *Waste Manag.* 34 (11), 2080-2089. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.07.020>
- Gene D.I., Guocheng D. y Jian Ch. (2010). Sustainable bioenergy bioprocessing: biomethane production, digestate as biofertilizer and as supplemental feed in algae cultivation to promote algae biofuel commercialization. *J. Microbiol. Biochem Technol.* 2, 100-106. <https://doi.org/10.4172/1948-5948.1000032>
- Hill D.T. y Holmberg R.D. (1988.) long chain volatile fatty acid relationships in anaerobic digestion of swine. *Waste. Biol. Waste.* 23, 195-215. [https://doi.org/10.1016/0269-7483\(88\)90034-1](https://doi.org/10.1016/0269-7483(88)90034-1)
- Kim J. y Kang C.M. (2015). Increased anaerobic production of methane by co-digestion of sludge with microalgal biomass and food waste leachate. *Biores. Technol.* 189, 409-412. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.04.028>
- Kwon S.H. y Lee D.H. (2004). Evaluation of Korean food waste composting with fed-batch operations I: using water extractable total organic carbon content (TOCw). *Process Biochem.* 39 (1), 1183-1194. [https://doi.org/10.1016/S0032-9592\(03\)00233-4](https://doi.org/10.1016/S0032-9592(03)00233-4)
- Liebetrau J., Reinelt T., Agostini A. y Linke B. (2017). Methane emissions from biogas plants, methods for measurement, results, and effect on greenhouse gas balance of electricity produced. Task report 37. IEA Bioenergy [en línea]. https://www.ieabioenergy.com/wp-content/uploads/2018/01/Methane-Emission_web_end_small.pdf 28/06/19.
- Möller K. y Müller T. (2012). Effects of anaerobic digestion on digestate nutrient availability and crop growth: a review. *Engin. Life Sci.* 12, 242-257. <https://doi.org/10.1002/elsc.201100085>
- Ningning Z., Tong Z., Dongxue Y., Gaihe Y., Xiaoqiao W., Guangxin R. y Yongzhong F. (2015). Effect of initial pH on anaerobic co-digestion of kitchen waste and cow manure. *Waste Manage.* 38, 126-131. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.12.027>
- Oh T.K., Shinogi Y., Lee S.J. y Choi B. (2014). Utilization of biochar impregnated with anaerobically digested slurry as slow-release fertilizer. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 177, 97-103. <https://doi.org/10.1002/jpln.201200487>
- Page L.H. (2012). Effect of anaerobic dairy manure co-digestion and effluent solid separation on volatile fatty acids during manure storage. Tesis de Maestría. Purdue University, Indiana, EUA, 76 pp.
- Ren N.Q., Liu M., Wang A.J., Ding J. y Hong, M. (2003). Organic acids conversion in methanogenic – phase reactor of the two phase anaerobic process. *Environ. Sci.* 24, 89-93.
- Sarabia M.A.M., Laines C.J.R., Sosa O.J.A., y Escalante E.E. (2017). Producción de biogás mediante codigestión anaerobia de excretas de borrego y rumen adicionadas con lodos procedentes de una planta de aguas residuales. *Rev. Int. Contam. Ambie.* 33 (1), 109-116. <https://doi.org/10.20937/rica.2017.33.01.10>
- SAS/STAT (2002). User's guide: Statistics versión 9.1 [en línea]. https://support.sas.com/documentation/onlinedoc/91pdf/sasdoc_91/stat_ug_7313.pdf 03/03/19.
- SE (1989). Norma Mexicana NMX-AA-034-SCFI-2001. Análisis de agua. Determinación de sólidos y sales disueltas en aguas naturales, residuales y residuales tratadas. Método de prueba. Secretaría de Economía. Diario Oficial de la Federación, 13 de diciembre.
- SE (2016). Norma Mexicana NMX-AA-008-SCFI-2016. Análisis de agua. Medición de pH en aguas naturales, residuales y residuales tratadas. Método de prueba. Secretaría de Comercio y Fomento Industrial. Diario Oficial de la Federación, 9 de septiembre.
- SEMARNAT (2003). Norma Oficial Mexicana NOM-004-SEMARNAT-2002. Protección ambiental. Lodos y biosólidos. Especificaciones y límites máximos permisibles de contaminantes para su aprovechamiento y disposición final. Secretaría de Medio Ambiente y

- Recursos Naturales. Diario Oficial de la Federación, 15 de abril.
- SEMARNAT (2006). Norma Técnica Ambiental NTA-006-SMA-RS-2006. Norma Técnica Estatal Ambiental, que establece los requisitos para la producción de los mejoradores de suelos elaborados a partir de residuos orgánicos. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Diario Oficial del Gobierno del Estado Libre y Soberano de México, 9 de octubre.
- Teniza-García O., Solís-Oba M.M., Pérez-López M.E., González-Prieto J.M. y Valencia-Vázquez R. (2015). Producción de metano utilizando residuos cunícolas. *Rev. Mex. Ing. Quim.* 5, 321-334.
- Tiquia S.M., Tama N.F.Y. y Hodgkis I.J.S. (1996). Effects of composting on phytotoxicity of spent pig-manure sawdust litter. *Environ. Pollution.* 93 (3), 249-256. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(96\)00052-8](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(96)00052-8)
- Trujillo D., Pérez J.F. y Cebreros F.J. (1993). Energy recovery from wastes anaerobic digestion of tomato plant mixed with rabbit wastes. *Biores. Technol.* 45, 81-83. [https://doi.org/10.1016/0960-8524\(93\)90093-Q](https://doi.org/10.1016/0960-8524(93)90093-Q)
- Wu X., Yao W., Zhu J. y Miller, C. (2010). Biogas and CH₄ productivity by co-digesting swine manure with three crop residues as an external carbon source. *Biores. Technol.* 101, 4042-4047. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.01.052>
- Zhang L., Wenxiang O. y Aimin Li. (2012). Essential role of trace elements in continuous anaerobic digestion of food waste. *Proced. Environ. Sci.* 16, 102-111. <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2012.10.014>
- Zhang C., Xiao G., Peng L., S H. y Tan T. (2013). The anaerobic co-digestion of food waste and cattle manure. *Biores. Technol.* 129, 170-176. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.10.138>