

EFFECTO DE LA APLICACIÓN DE UN TRATAMIENTO TÉRMICO SOBRE LA PRODUCCIÓN DE BIOGAS EN UN DIGESTOR ANAERÓBIO

Juárez Tecua, Andrea G., Velázquez Aradillas, Juan Carlos; Ramírez Castillo, Maria Leticia

Departamento de Biotecnología, Universidad Politécnica de Puebla, Tercer Carril del Ejido "Serrano" s/n San Mateo Cuanalá. Juan C. Bonilla, Puebla, Pue.

Resumen

La digestión anaerobia de los residuos sólidos permite la conversión de éstos a biogás, por medio de la acción de diversas poblaciones de microorganismos, y representa una alternativa de producción de energía limpia a partir de recursos renovables. La tasa de conversión es reducida por la tasa de hidrólisis, un paso primordial en la generación de ácidos grasos volátiles, precursores del gas metano. Una estrategia es aumentar la solubilización de los residuos por medio de aumentar la temperatura del sistema utilizando tratamiento térmico. El propósito de este trabajo fue evaluar el efecto de un pretratamiento térmico (80°C por 3 h) en mezclas de residuos y la subsiguiente producción de biogás por digestión anaerobia. Los resultados mostraron un aumento en la producción de biogás por parte de la mezcla pretratada con respecto al control sin tratamiento (115 mL vs 16 mL, respectivamente). A la vez, se pudo verificar la importancia de establecer un ambiente de anaerobiosis desde el inicio del proceso.

Palabras clave: Pretratamiento térmico, codigestión anaerobia, residuos orgánicos, biogas

1. Introducción

Los procesos biológicos han sido utilizados desde hace mucho tiempo para el tratamiento de aguas residuales. Estos se pueden dividir, de acuerdo con el aceptor final de electrones involucrado en la vía metabólica de los microorganismos, en dos procesos: procesos aerobios, en los cuales el oxígeno es el principal aceptor de electrones y los anaerobios, que funcionan en ausencia de oxígeno. Entre las principales ventajas de emplear procesos anaerobios en el tratamiento biológico de aguas residuales, están los bajos costos de operación, bajo consumo de energía, la capacidad de degradar altas cargas orgánicas, resistencia de la biomasa a permanecer mucho tiempo en ausencia de sustrato, sin perder su actividad metabólica, además de bajos requerimientos nutricionales [1]. De la digestión

anaerobia se obtiene como resultado una conversión a (biogás con presencia de metano) y otros subproductos como agua y dióxido de carbono [2].

El proceso de digestión anaerobia se encuentra presente en muchos ambientes anóxicos de origen natural, incluyendo los cursos de agua, sedimentos, sólidos saturados de agua y el intestino de los mamíferos. Puede implementarse para una amplia gama de materiales de desecho incluyendo aguas industriales y municipales, residuos agrícolas, de la industria alimentaria y residuos de plantas [3].

Cuando se utilizan sustratos de naturaleza compleja, la tasa de hidrólisis tiende a disminuir, provocando tiempos mayores de digestión. Para incrementar la solubilización, se han probado diferentes tipos de pretratamientos, como la reducción de tamaño, tratamientos térmicos, predigestión ácida o alcalina, degradación enzimática o ensilaje. [4]. Los pretratamientos térmicos involucran el uso de altas temperaturas sobre el sustrato, con el fin de alterar la estructura de la fracción insoluble, y aumentar su disponibilidad para la acción enzimática de las poblaciones bacterianas presentes [5].

El objetivo de este trabajo fue estudiar la influencia del pretratamiento térmico en la producción de biogás vía codigestión anaerobia de una mezcla de residuos orgánicos, estiércol y agua residual.

2. Materiales y métodos

2.1 Acondicionamiento de residuos

El acondicionamiento de la FORSU (Fracción Orgánica de Residuos Sólidos Urbanos) utilizada consistió en la homogeneización y reducción de tamaño de partícula por medio de una licuadora industrial comercial. Se diluyó estiércol en agua en proporción 1:1.5, posteriormente se filtró mediante una criba con un tamaño de poro de 0.5 mm, esto con el fin de eliminar la paja presente en el sustrato. El agua residual solo se mantuvo en refrigeración desde su recolección hasta el momento de su uso.

2.2 Pretratamiento térmico.

Al inicio, la concentración de sólidos totales de los experimentos en los biorreactores (conocidos como R1 y R2) se fijó aproximadamente a 3% SV/L. La temperatura del proceso se mantuvo constante a 35°C con agitación intermitente. El pretratamiento consistió en recircular agua a 80°C por 3 h en uno de los prototipos por medio de un sistema fijo de intercambio de calor interno de acuerdo al diseño del equipo. Se manejó otro prototipo R1 cuya mezcla no fue sometida a pretratamiento.

2.3 Proceso de digestión anaerobia.

El proceso de digestión se llevó a cabo durante 4 semanas. Se tomaron muestras semanales a las cuales se les determinó sus características fisicoquímicas y microbiológicas. También se realizó una caracterización de la FORSU, el estiércol y el agua residual con el fin de obtener datos importantes para su ocupación en la digestión anaerobia. Con el fin de evaluar la operación en presencia de oxígeno residual, no se aplicó nitrógeno en ambos reactores sino hasta después de dos semanas.

2.4 Técnicas Analíticas

2.4.1. Concentración de Sólidos. La determinación de sólidos totales (ST) y sólidos volátiles (SV) se basan en la norma mexicana [6] mediante calentamiento de la muestra en estufa a 105-110 °C.

2.4.2. pH. Se utilizó el método mostrado en la norma mexicana [7]. Se utilizó un potenciómetro CONDUCTRONIC, el cual cuenta con un diafragma de cerámica.

2.4.3 Nitrógeno. La determinación de las formas de nitrógeno orgánico y el amoníaco se realizó tomando como base el método descrito en la norma mexicana utilizando la técnica micro kjeldahl [8].

2.4.4. DQO total y soluble. La metodología utilizada se basa en la norma mexicana, del cual se adaptó la técnica refluo cerrado o colorimétrica [9].

2.4.5 Coliformes totales. El método está basado en la técnica de conteo en placa con el uso de agar bilis rojo violeta para el crecimiento de los microorganismos utilizando diluciones seriadas incubando las placas por 24 horas a 37 °C [10].

2.4.6 Sistema de medición de gas. La producción de biogás se midió mediante el método de desplazamiento utilizando agua contenida en viales de vidrio de 128 mL conectados mediante una manguera de 1 mm de diámetro al prototipo. La medición se realizó diariamente durante los días de producción de biogás.

3. Resultados y discusión

3.1 Caracterización fisicoquímica de los sustratos

La caracterización fisico-química de los sustratos se muestra en la Tabla 1. La FORMS utilizada en los experimentos contiene una alta concentración de sólidos volátiles y una alta cantidad de materia orgánica la cual favorece el proceso de digestión. La relación SV/ST (0.92) de la FORSU mostró un potencial de biodegradabilidad elevado, lo cual es propio de estos sustratos. El estiércol es una fuente de nutrientes e inóculo que coadyuvan al proceso anaerobio. El agua residual por encontrarse dentro de los parámetros alcalinos favorece al proceso de digestión al ayudar a estabilizar el pH necesario para la producción del biogás.

Tabla 1. Caracterización fisicoquímica de los sustratos

Parámetro	FORMS	Agua Residual	Estiércol
pH	4.23	8.00	7.86
ST ($g_{ST} g^{-1}$)	0.134	0.029	29
SVT ($g_{SV} g^{-1}$)	0.124	0.026	26
DQO _{total} ($mg O_2 L^{-1}$)	386.333	210.5	7700
DQO _{soluble}	344.666	177.16	2866.6
N-N _{total} ($mg N_{NH_3}/l$)	14.57	16.8	11.09
N-N _{NH₃} ($mg N_{NH_3}/l$)	4.2	1.55	3.81

3.2 Determinación de pH.

Inicialmente, el pH se registró para el reactor 1 (R1) en 6.44 y para el reactor 2 en 6.45. Se observa que a los 14 días de iniciado el proceso el pH se mantuvo estable manteniendo un régimen ligeramente ácido. La mayor parte de las bacterias son capaces de crecer en un rango de 3 unidades de pH, si bien el pH óptimo suele estar comprendido entre 6.5-7.5. Las metanobacterias son especialmente sensibles al pH, con un rango próximo a la neutralidad [11].

3.3 Nitrógeno (amoniaco y total).

Las concentraciones de nitrógeno amoniacal no presentan valores elevados de amoníaco ($10 \text{ mg NH}_3\text{-N L}^{-1}$). En concentraciones mayores (más de $1000 \text{ mg NH}_3\text{-N L}^{-1}$) conlleva condiciones inhibitorias [12,13]. Durante la digestión anaerobia, en el caso de R1 Y R2 la conversión de N_2 como NH_3 , es escasa lo cual indica que nuestro proceso no presenta las condiciones óptimas para la producción de biogás. El proceso no contaba con una anaerobiosis inicial y es por esta razón que se comienza con una concentración de $1.4 \text{ mg NH}_3\text{-N L}^{-1}$ para ambos reactores y al llegar a día 14 la concentración disminuya hasta 0 debido a que para acelerar el proceso de anaerobiosis se agregó nitrógeno en ambos reactores. A partir de los 14 días se muestra un incremento en el nitrógeno amoniacal llegando hasta una concentración de $3.36 \text{ mg NH}_3\text{-N L}^{-1}$ en el reactor 1 y $7.84 \text{ mg NH}_3\text{-N L}^{-1}$ en el reactor 2.

En referencia al nitrógeno total, a partir de los 14 días del proceso se observa un incremento hasta alcanzar una concentración final de 11.16 y de $11.2 \text{ mg N-N}_{\text{org}}$ en R1 y R2, respectivamente.

3.4. Demanda Química de Oxígeno

Durante los 28 días del proceso de digestión anaerobia se observó una tendencia de disminución siendo más notable a partir de los 14 días cuando se agregó nitrógeno a los reactores para favorecer las condiciones de anaerobiosis, llegando hasta los valores mínimos de $228.333 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ para R1 y de $170 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ para R2. (Fig. 1).

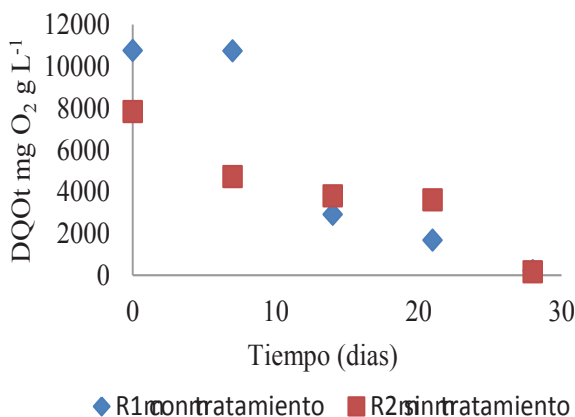


Figura 1. Comparación del comportamiento de la DQO entre los tratamientos.

La DQO soluble presentó una disminución de la concentración similar en ambos reactores (Fig.2). Se registró una tendencia similar desde el inicio hasta los 21 días del proceso, teniendo una concentración final de $282.5 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1}$ para R1 y de $320 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1}$ para R2.

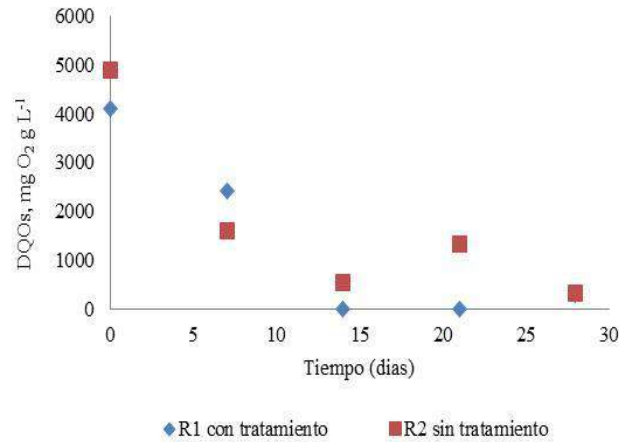


Figura 2. Comparación del comportamiento de la DQOₛ entre tratamientos.

3.5 Coliformes totales (NMP)

Se pudo observar que en R1 al inicio del proceso la cantidad de microorganismos presentes fue ligeramente menor que en R2 lo cual puede deberse al pretratamiento térmico aplicado al inicio del proceso de digestión anaerobia. La concentración final en ambos sistemas fue de alrededor de $1 \times 10^5 \text{ UFC/mL}$, lo cual supone la obtención de un biosólido no apto para el uso residencial, de acuerdo a la Norma Oficial Mexicana 004. (Fig. 3).

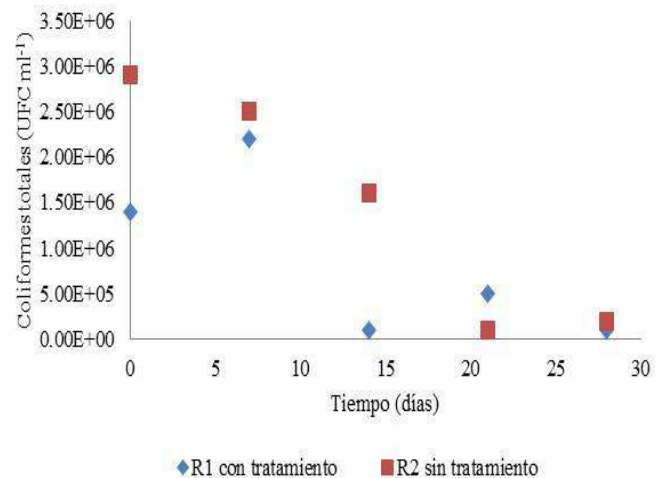


Figura 3. Evolución de las poblaciones de coliformes totales en ambos reactores.

3.5 Cuantificación de Biogás.

El reactor 1 mostró una mayor producción de gas llegando a 115.5 ml . mientras que el reactor 2 solo registró 16 ml de producción.. Cabe mencionar que la emisión de biogás fue observada a partir de la segunda

semana del experimento, por lo que la figura muestra los datos obtenidos durante el período de producción.

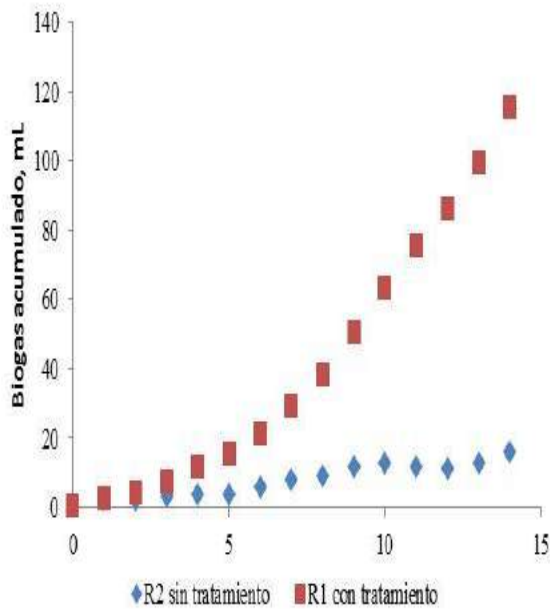


Figura 4. Cuantificación del biogás producido durante el proceso

4. Conclusiones.

El pretratamiento térmico permitió un incremento en la producción de biogás. El proceso se ve favorecido al iniciar el proceso bajo condiciones de anaerobiosis.

El sistema de captura de biogás resulta ser el adecuado siempre y cuando la adaptación de los viales no realice un vacío que pueda generar problemas de recirculación. En las condiciones sin pretratamiento la producción de biogás fue detectada por 7 días únicamente.

5. Nomenclatura

$N-Norg$	Nitrógeno orgánico, $mg L^{-1}$
$N-NH_3$	Nitrógeno amoniacal, $mg L^{-1}$
$DQOt$	Demanda Química de oxígeno, total
$DQOs$	Demanda Química de oxígeno, soluble
UFC	Unidades formadoras de colonias

6. Agradecimientos

Al CONACYT por el apoyo con la beca de posdoctorado del Dr. Velazquez Aradillas.

6. Bibliografía

[1] Gujer W., Zenhder A. (1983). Conversion process in anaerobic digestion. *Wat. Sci. Technol.*, 15, 127-167.

[2] Romero Rojas, J. (2000). *Tratamiento de aguas residuales*. Colombia. Panamericana Formas e Impresos.

[3] Ward, A., Hobbs, P., Holliman, P., & Jones, D. (2008). Optimisation of the anaerobic digestion of agricultural resources. *Bioresource Technology*, 7928-7940.

[4] Esposito G., Frunzo, L., Liotta, F., Panico, A., Pirozzi, F. (2012). Anaerobic codigestion of organic Wastes. *Rev Environmental Science Biotechnology*.

[5] Bougrier C, Delgenes JP, Carrere H (2007) Impacts of thermal pre-treatments on the semi-continuous anaerobic digestion of waste activated sludge. *Biochemical Engineering Journal*, 34:20–27.

[6] DIARIO OFICIAL DE LA FEDERACIÓN. Norma Mexicana NMX-AA-034-SCFI-2001. Análisis de agua-Determinación de sólidos y sales disueltas de aguas naturales, residuales y residuales disueltas.

[7] DIARIO OFICIAL DE LA FEDERACIÓN. Norma Mexicana NMX-AA-008-SCFI-2000. Análisis de agua - Determinación del pH.

[8] DIARIO OFICIAL DE LA FEDERACIÓN (2001). Análisis de agua - determinación de nitrógeno Total kjeldahl en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.

[9] DIARIO OFICIAL DE LA FEDERACIÓN. Análisis de agua - Determinación de la demanda química de oxígeno en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.

[10] DIARIO OFICIAL DE LA FEDERACIÓN. Norma Oficial Mexicana NOM-113-SSA1-1994, Método para la cuenta de microorganismos coliformes totales en placa.

[11] Wang, K., Yin, J., Shen, D., Li, N. (2014). Anaerobic digestion of food waste for volatile fatty acids (VFAs) production with different types of inoculum: Effect of pH. *Bioresource Technology*, 161:395-401.

[12] Liu, G., Dong, R., Hamed M. El-Mashad, H.M., Zhang, R., Liu, X. (2012). Biogasification of green and food wasted using anaerobic-phased solids digester system. *Applied Biochemistry and Biotechnology*, 168(1):78-90.

[13] El-Mashad, H., Zhang, R. (2010). Biogas production from co-digestion of dairy manure and food waste. *Bioresource Technology*, 101:4021-4028.