

INFLUENCIA DE LOS PROCESOS OXIDATIVOS AVANZADOS EN LA DIGESTIÓN ANAEROBIA DE AGUAS RESIDUALES DE LA INDUSTRIA DEL CAFÉ

INFLUENCE OF ADVANCED OXIDATIVE PROCESSES IN ANAEROBIA DIGESTION OF WASTEWATER IN COFFEE INDUSTRY

Alexandra Córdova Mosquera^{1}, Yunet Gómez-Salcedo¹,
María Antonieta Riera¹, Joan Manuel Rodríguez-Díaz² e Ileana Pereda-Reyes³*

¹ Facultad de Ciencias Matemáticas Físicas y Químicas, Universidad Técnica de Manabí, Ave Urbina y Ché Guevara. Portoviejo. Ecuador.

² Instituto de Investigación Laboratorio de Análisis Químicos y Biotecnológicos. Universidad Técnica de Manabí. Ave Urbina y Ché Guevara. Portoviejo. Ecuador.

³ Centro de Estudios de Ingeniería de Procesos (CIPRO), Universidad Tecnológica de La Habana José Antonio Echeverría, CUJAE. Calle 114 No. 11901, Marianao 19390. La Habana, Cuba.

Recibido: Noviembre 5, 2018; Revisado: Noviembre 29, 2018; Aceptado: Diciembre 20, 2018

RESUMEN

La producción de café soluble genera un gran volumen de aguas residuales, cuyo tratamiento mediante digestión anaerobia (DA) se dificulta debido a que presentan en su composición sustancias recalcitrantes como polifenoles y taninos. Algunos estudios proponen tratamientos para estos efluentes, pero no apuntan a la eliminación de estos compuestos recalcitrantes. La aplicación de procesos oxidativos avanzados (POA), puede tener influencia en la reducción de la demanda química de oxígeno (DQO) y del carbono orgánico total. También puede reducir o eliminar compuestos tóxicos, inhibitorios o refractarios. Esta investigación tiene como objetivo determinar la incidencia de la fotocatalisis homogénea con H₂O₂ y radiación ultravioleta, como pretratamiento a la digestión anaerobia para la reducción de taninos presentes en aguas sintéticas de la industria del café soluble. Para evaluar el efecto POA se determinó el potencial bioquímico de metano (BMP) del residual, se caracterizó el inóculo empleado en función de los sólidos suspendidos volátiles (SSV) y su incidencia en el rendimiento de metano. Los ensayos se efectuaron a temperaturas mesofílica (35°C ± 2°C) y termofílica (55°C ± 2°C), con cargas orgánicas de 0,2 y 0,35 gDQO/gSSV. Se constató que el pretratamiento no afectó el valor de la DQO del agua sintética, sin embargo, se alcanza un porcentaje de reducción de taninos del 70,53 %. Al comparar los

Copyright © 2019. Este es un artículo de acceso abierto, lo que permite su uso ilimitado, distribución y reproducción en cualquier medio, siempre que la obra original sea debidamente citada.

* Autor para la correspondencia: Alexandra Córdova, Email: rcordova@utm.edu.ec

rendimientos de metano y reducción de la DQO obtenidos en el BMP con y sin POA, evaluados con iguales cargas orgánicas y régimen de temperatura, se constató que no se producen mejoras significativas en el proceso.

Palabras clave: aguas residuales; café instantáneo; inhibición; potencial bioquímico de metano; procesos oxidativos avanzados.

ABSTRACT

The production of soluble coffee generates a large volume of wastewater, whose treatment by anaerobic digestion (AD) is difficult because they have recalcitrant substances in their composition such as polyphenols and tannins. Some studies propose treatments for these effluents, but they do not point to the elimination of these recalcitrant compounds. The application of advanced oxidative processes (POA) can influence the reduction of chemical oxygen demand (COD) and total organic carbon. It can also reduce or eliminate toxic, inhibitory or refractory compounds. The objective of this research is to determine the incidence of homogeneous photocatalysis with H₂O₂ and ultraviolet radiation, as a pretreatment to anaerobic digestion for the reduction of tannins present in synthetic waters of the soluble coffee industry. To evaluate the POA effect, the biochemical potential of methane (BMP) was determined, the inoculum used as a function of volatile suspended solids (SSV) was characterized and its incidence on methane yield. The tests were carried out at mesophilic (35°C ± 2°C) and thermophilic (55°C ± 2°C) temperatures, with organic loads of 0.2 and 0.35 gDQO/gSSV. It was found that the pretreatment did not affect the COD value of the synthetic water, however a percentage of tannin reduction of 70.53% was reached. When comparing the methane yields and COD reduction obtained in the BMP with and without POA, evaluated with the same organic loads and temperature regime, it was found that there are no significant improvements in the process.

Key words: wastewater; instant coffee; inhibition; biochemical methane potential; advanced oxidative processes.

1. INTRODUCCIÓN

En la actualidad se emplean tratamientos físicos, químicos, biológicos, avanzados, o una combinación de estos, para solventar la problemática generada por las aguas residuales industriales. La selección dependerá en gran medida de las características y contaminantes que estos efluentes posean.

La digestión anaerobia es un tratamiento biológico utilizado para degradar la materia orgánica presente en las aguas residuales. Se ha probado con buenos resultados en la industria alimentaria, principalmente en industrias lácteas, vinícolas, cárnicas, aceites e industrias cerveceras, entre otras, Parra (2015).

La agroindustria del café genera un gran volumen de aguas residuales que se destacan por su alta resistencia orgánica, pH ácido, así como por sus altos índices de color (Torres et al., 2016).

Estas aguas residuales presentan en su composición sustancias como fenoles, taninos y otros, cuyas características estructurales los hacen ser recalcitrantes a procesos de tratamientos biológicos y en especial a la biodegradación anaerobia (Pérez y col., 2000; Villanueva-Rodríguez et al., 2014).

Diversos compuestos actúan de forma letal sobre los microorganismos que participan en la digestión anaerobia, ocasionando inhibición del proceso. Entre ellos se encuentran los metales pesados, fenoles, tiosulfatos, tiocianatos, cianuros, agentes oxidantes fuertes como cromatos y cloro, tensoactivos aniónicos, antibióticos, pesticidas y sales. Su toxicidad dependerá de la concentración en que estos se encuentran en el efluente (Lorenzo y Obaya, 2005).

Para dar respuesta a esta problemática, se han desarrollado nuevos métodos de depuración de aguas, como es el caso de la degradación oxidativa de contaminantes. Los procesos de oxidación avanzada (POA) se han empleado activamente para fines de remediación de agua, suelo y aire. Un avance de esta tecnología, está relacionado con la combinación de POA con otros procesos, como la adsorción, las membranas y la ozonización, lo que permite lograr el tratamiento de contaminantes a costos considerablemente más bajos (Vilar et al., 2017).

La combinación de tratamientos biológicos con POA como una etapa previa al tratamiento o posterior a este, es una alternativa de biorremediación para la descontaminación de una amplia gama de aguas residuales industriales, sintéticas y reales (Oller et al., 2011).

Dada la importancia que tiene la reducción de compuestos recalcitrantes que inhiban la digestión anaerobia, se realizó esta investigación la cual tiene como objetivo determinar la incidencia que tienen los procesos oxidativos avanzados como etapa previa a la digestión anaerobia para la remoción de materia orgánica y producción de metano a partir de aguas residuales de café instantáneo.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

La investigación se realizó en el laboratorio de Operaciones Unitarias, de la Universidad Técnica de Manabí y en el Laboratorio de Análisis Químico y Biotecnológico de la misma entidad, durante un periodo de 60 días. Las etapas de la experimentación consistieron en la preparación del agua sintética, caracterización del sustrato, tratamiento de oxidación avanzada, preparación del inóculo y la determinación del ensayo del potencial bioquímico de metano (BMP) a temperaturas mesofílica (35°C) y termofílica (55°C).

2.1. Preparación del agua sintética

Los experimentos de digestión anaerobia de las aguas residuales de café instantáneo en régimen discontinuo, fueron realizados utilizando agua sintética debido a la variabilidad de la composición del agua residual procedente de la industria de café soluble que dificulta establecer parámetros de operación estables (Dinsdasle et al., 1996; Bello-Mendoza y Castillo-Rivera, 1998; Selvamurugan et al., 2010).

Para la elaboración del agua sintética se utilizó café molido y tostado de la variedad Robusta. Se calentó 1 L de agua en una placa calefactora CORNING PC – 420 D hasta su punto de ebullición, luego se añadieron 20 g de café que fueron pesados en balanza analítica Ohaus Pioneer PA 214. Se realizó una extracción de estos granos en caliente durante 20 minutos y posteriormente se realizó el filtrado (Gutiérrez y col., 1995).

Para efectos del estudio se estandarizó el agua sintética a una concentración de DQO $\geq 4000 \text{ mg.L}^{-1}$, considerando que durante el ensayo del BMP en régimen discontinuo no se aplica una agitación permanente, Díaz (2002).

2.2. Caracterización del sustrato

La caracterización del agua residual sintética consistió en la determinación de parámetros físicos y químicos de control del proceso tales como: pH, oxígeno disuelto (LDO), sólidos totales disueltos (STD). Para ello se utilizó un equipo multiparámetro HACH modelo HQ40d. Para la determinación de los taninos, los sólidos suspendidos totales (SST) y la demanda química de oxígeno (DQO), se empleó un espectrofotómetro HACH modelo DR/2500. La demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅), se determinó empleando una incubadora HACH modelo 205 y BDOTrak TM II, de acuerdo al Manual de Análisis de Aguas HACH (2000).

Los sólidos totales (ST) y sólidos suspendidos volátiles (SSV) se calcularon usando una estufa MEMMENT D-91126 y una mufla THERMO SCIENTIFIC -F-48010. Todas las determinaciones analíticas fueron realizadas de acuerdo a las normas establecidas por los métodos estandarizados de laboratorio APHA, AWWA, WEF (2012).

2.3. Tratamiento de oxidación avanzada

En la ejecución de estos ensayos se utilizó una cámara de radiación ultravioleta que consta de 3 lámparas UV – C (280 – 100 nm) de 30 vatios. Para el estudio de la fotocatalisis homogénea se realizó un ensayo que consistió en aplicar 15 μL de H₂O₂ al 30% (v/v) en 50 mL de agua residual sintética, con una exposición de 2 horas en la cámara de radiación ultravioleta, Carneiro (2015).

2.4. Preparación del inóculo

El inóculo utilizado se obtuvo de un reactor anaerobio de la industria atunera ubicada en la ciudad de Manta. Se desgasificaron los lodos a temperatura ambiente, para eliminar el metano aportado por la biomasa. Se caracterizó el inóculo en cuanto a su contenido de SSV. Durante el tiempo de desgasificación se alimentaron 200 mL/semana de agua residual sintética de café instantáneo con el fin de adaptar el inóculo al sustrato.

2.5. Determinación del BMP

Para el montaje y seguimiento del tratamiento de digestión anaerobia en discontinuo, se utilizaron dos piscinas termostatas elaboradas con material de vidrio y aislante polietileno de aluminio combinado, uno para régimen mesofílico (35°C \pm 2°C) y otro para régimen termofílico (55°C \pm 2°C).

Una vez caracterizado el sustrato y después de ser sometido al POA para la reducción de los taninos, se procedió a realizar el montaje del sistema conformado por doce reactores de 545 mL (sistema mesofílico) y doce de 490 mL (sistema termofílico). Los reactores fueron preparados mezclando la cantidad de inóculo y agua residual sintética previamente calculada de acuerdo a la carga orgánica establecida (0,2 y 0,35 gDQO/gSSV), efectuando dos replicas para cada una. Adicionalmente, se emplearon 3 reactores de control o blancos (agua destilada + inóculo).

Se preparó otra muestra por cada carga orgánica, para realizar los ensayos de medición,

tales como: DBO, DQO, pH, SSV. Una vez instalados todos los reactores dentro del baño, se registró la hora de arranque y se procedió a retirar las pinzas lo más rápido posible para empezar a contabilizar el metano producido. La medición del metano se efectuó mediante el sistema de desplazamiento de Boyle y Marriot para lo cual se utilizó una solución de NaOH al 15% (p/v) y 24 probetas de 100 mL donde se depositaba la solución de hidróxido desplazada por el metano, efectuando así la contabilización del gas.

La cinética fue analizada mediante el empleo del modelo exponencial de primer orden (Ecuación 1):

$$Y(t) = Y_{max} [1 - e^{-k_0 t}] \quad (1)$$

Donde: Y(t) es el rendimiento acumulado (NmLCH₄/kgVS) en el tiempo t (días), Y_{max} (NmLCH₄/kgVS) es el máximo rendimiento de metano, en un tiempo de digestión infinito, k₀ es la constante cinética específica observada (día). Los datos experimentales fueron ajustados al modelo por una regresión no lineal, con un intervalo de confiabilidad del 95%.

Algunos sustratos de difícil degradación no se ajustan al modelo de primer orden, por lo que también se consideró el de Gompertz modificado, cuya expresión es (Ecuación 2):

$$Y(t) = Y_{max} \times e^{\left\{-e^{\left[\frac{R_m \times e}{Y_{max}}(\lambda - t) + 1\right]}\right\}} \quad (2)$$

Donde: R_m (mL gVS⁻¹d⁻¹) es la máxima tasa de producción de metano, e = 2,7183 y λ (días) es el tiempo correspondiente a la fase de retardo (Pagés-Díaz, 2015).

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Caracterización del inóculo y agua residual sintética

La caracterización del inóculo corrobora que presenta un contenido de sólidos suspendidos volátiles de 73,42%. Para que los lodos inoculados actúen eficientemente en el reactor, deben presentar un porcentaje ≥ 50 % de SSV, Norma Alemana VDI 4630 (2006).

El agua sintética se elaboró y caracterizó para comparar los valores que presentaban sus parámetros físico-químicos con los del agua residual obtenida en la industria. En la Tabla 1 se muestran los resultados de la caracterización.

La composición química del agua residual del café soluble está determinada por la composición de la pulpa y del grano de café, Clifford (1985), por lo tanto la diferencia de parámetros presentados en la comparación del agua residual sintética y la obtenida a través del procesamiento del café instantáneo, se deben al tipo de proceso utilizado, a la procedencia del grano y a las variedades del mismo (Kida et al., 1992), esto afecta a la composición del agua residual en especial a los parámetros concernientes a la DQO y concentración de taninos. El contraste entre los demás parámetros se debe fundamentalmente a la dilución utilizada en la preparación del agua residual sintética para obtener la concentración requerida de DQO para los ensayos de BMP.

Tabla 1. Comparación entre las características del agua residual sintética y real

<i>Parámetros</i>	<i>Agua-Residual de la Industria*</i>	<i>Agua-Residual Sintética**</i>
DQO (mg/L)	2400 – 8500	4250
DBO (mg/L)	5840	1913
Relación DBO/DQO	0,68	0,41
pH	4– 6,5	5,3
Conductividad (us/cm)	7565,25	639
TDS (mg/L)	3787	356
Salinidad (%)	3,79	0,32
LDO (mg/L)	0,42	5,46
Taninos (mg/L)	757	352
Biodegradabilidad***	0,5 - 0,68	0,45

(*: valores promedios tomados de 28 muestras compuestas realizadas en una planta de procesamiento de café soluble)

(**): valores promedios reportados de 40 muestras correspondientes a la preparación de agua residual sintética)

(***): índice de biodegradabilidad)

La DQO presentó valores de 4480,56 mg/L y 4478,87 mg/L, previo al pretratamiento POA y posterior a este, respectivamente, lo cual evidencia que no sufrió una variación significativa. Los procesos oxidativos avanzados son eficientes como pre tratamiento de los procesos biológicos para contaminantes resistentes a la biodegradación (Scott y Ollis, 1995) lo cual se demuestra pues la reducción de polifenoles debido al POA en este trabajo fue del 70,53%. Estos resultados también están de acuerdo a lo planteado por Sanz y col., (2012) donde establecen que la aplicación de POA como pretratamiento puede tener influencia en la reducción de la DQO y del carbono orgánico total (TOC), o en la reducción y/o eliminación de compuestos tóxicos, inhibitorios o refractarios lo cual debe incrementar la biodegradabilidad del efluente. Por otra parte el agua residual de una planta de aceituna al ser tratada con procesos oxidativos avanzados permitió alcanzar reducciones de 17,6 y 82,5% en la DQO y polifenoles totales, respectivamente (Amor et al., 2015).

3.2. *Determinación del BMP*

En la Tabla 2 se muestran los resultados de la digestión anaerobia del agua pretratada. Como se observa en la Tabla 2, la constante cinética (k) es mayor para el régimen de operación termofílico. La tasa de degradación de sustratos está basada en las reacciones bioquímicas que tienen lugar durante la digestión anaerobia, las que a su vez están influenciadas por condiciones ambientales y operacionales, como la temperatura (Pagés-Díaz, 2015). Diversos autores reportan la correlación entre altas tasas de consumo de sustrato y altas temperaturas de trabajo, indicando que la actividad biológica incrementa con el aumento de la temperatura (Kumar, 2008).

Este resultado concuerda con los de algunos autores que investigaron el efecto de la temperatura en la digestión anaerobia de residuales de diversas fuentes y aseveran que

la temperatura es un factor crítico que afecta directamente los parámetros cinéticos del proceso (Cavinato et al., 2013; Labatut et al., 2014; Li et al., 2017).

Tabla 2. Resultados del BMP

<i>Régimen de Temperatura</i>	<i>Carga (g DQO/ gSSV)</i>	<i>Y CH₄ (mL CH₄/g DQO)</i>	<i>k (día⁻¹)</i>	<i>%R DQO</i>
<i>Mesofílico</i>	0,2	164,64±26,52	-	77,31
	0,35	197,45±9,78	0,097±0,01	72,17
<i>Termofílico</i>	0,2	48,45±0,14	0,158±0,02	11,69
	0,35	141,32±37,80	0,110±0,04	26,15

Fernández-Rodríguez et al., (2013) emplearon el modelo de Romero para describir la cinética del consumo de materia orgánica y la producción de biogás en el proceso de digestión anaerobia de la fracción orgánica de los residuales sólidos municipales, observando mejoras en los parámetros cinéticos del modelo en la operación termofílica. Li et al., (2015) investigaron la cinética de las diferentes etapas de la digestión anaerobia de granos de café y lodos activados residuales, y demostraron a través del modelo de Gompertz modificado que en condiciones de operación termofílica la tasa de producción de metano incrementó su valor 1,5 veces con respecto al régimen mesofílico.

Con el régimen mesofílico de temperatura se alcanzan los mayores porcentajes de remoción de DQO, superiores al 70% para ambas cargas orgánicas ensayadas, así como los mayores rendimientos de metano. En régimen de trabajo termofílico esta variable descende, para ambas cargas ensayadas, probablemente debido a la acumulación de ácidos grasos volátiles (AGVs) pues diversos autores aseveran que, aunque el incremento de la temperatura de operación del sistema tiene una influencia positiva en la actividad microbiana, existe el inconveniente de que el proceso se torna más susceptible a la acumulación de productos intermediarios como los ácidos grasos volátiles (Pagés-Díaz et al., 2014). En muchos casos el propionato representa un elevado porcentaje de la DQO en el efluente de los procesos de digestión anaerobia desarrollada a temperaturas termofílicas, especialmente en la degradación de sustratos complejos (Boonyakitsombut et al., 2002). (Fernandez y Forster, 1993; Dinsdale et al., 1997) exponen que la metabolización del ácido propiónico por las bacterias acetogénicas se ve afectada bajo temperaturas termofílicas. Estudios demostraron que a 55°C, se evidenció la acumulación de AGVs en el sistema, mayormente ácido propiónico llegando a inhibir el proceso (Li et al., 2015).

La carga orgánica también influyó sobre los valores de rendimiento de metano obtenidos. En la Tabla 2 se observa que para ambas temperaturas de trabajo, los rendimientos de metano incrementaron para la carga de 0,35 gDQO/gSSV. El comportamiento de esta variable en el tiempo se muestra en la Figura 1.

La curva correspondiente al ensayo que combinó carga orgánica de 0,2 gDQO/gSSV y régimen mesofílico, muestra una fase de latencia de aproximadamente 8 días. En concordancia, esta variante presentó mejor ajuste para el modelo cinético de Gompertz modificado. El resto de variantes ensayadas ajustaron su cinética al modelo de primer orden. La aparición de una fase de latencia se relaciona con el tiempo requerido para

que la biomasa se adapte al sustrato, previo al periodo en el que la biomasa degrada el sustrato en sí, Pagés-Díaz (2015). Sin embargo, el inóculo empleado en esta investigación se sometió a un periodo de adaptación al sustrato, previo a los ensayos de digestión anaerobia.

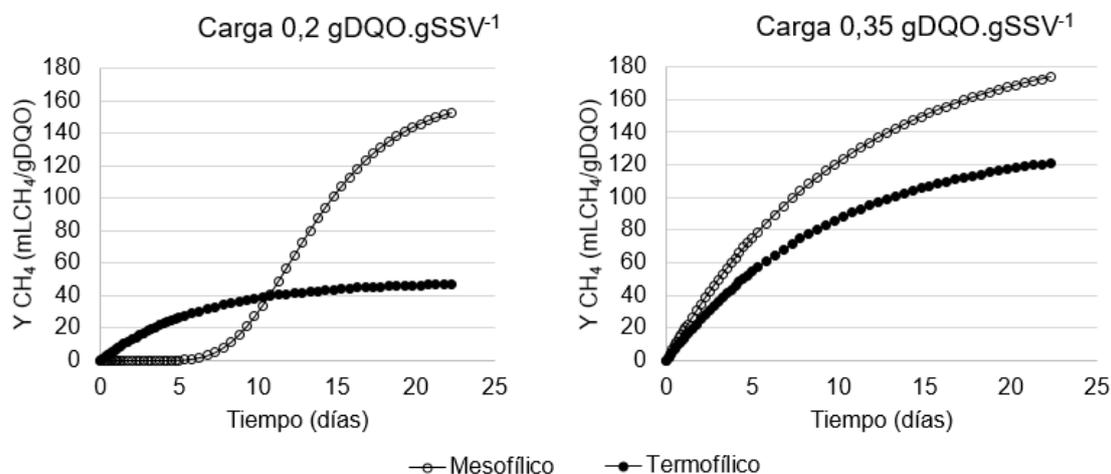


Figura 1. Rendimiento de metano

Por otra parte, es conocido que cuando la concentración de sustrato es muy baja (bajas relaciones DQO/SSV), los microorganismos lo utilizan básicamente para el mantenimiento de la población existente, no para el crecimiento de la masa de microorganismos y la actividad de los mismos, Pereda-Reyes (2007). Esto puede conducir a la inhibición por limitación del sustrato o a comprometer la eficiencia del proceso, como se asume en este caso.

3.3. Análisis de la influencia del pretratamiento oxidativo avanzado sobre el proceso

Se realizó una comparación del rendimiento de metano obtenido con el agua residual sintética con y sin tratamiento. Los datos correspondientes al rendimiento sin tratamiento fueron tomados de una investigación previa (Barcia y Meza, 2018) y fueron contrastados con los obtenidos en esta investigación. Se observó que el proceso oxidativo avanzado no ocasionó cambios significativos o tuvo una influencia negativa sobre la variable respuesta rendimiento de metano, en la mayoría de las variantes ensayadas, como se observa en la Figura 2.

Amor et al., 2015, investigaron los efectos de pretratar agua residual de una planta de aceituna con procesos oxidativos avanzados. Se constató que fue posible alcanzar reducciones de 17,6 y 82,5% en la demanda química de oxígeno (DQO) y polifenoles totales (TP), respectivamente. Este mismo efluente al ser sometido a digestión anaeróbica con variación en la concentración de sustrato reportó conversiones de DQO de 52 a 74%. La combinación de ambos procesos presentó una mejora significativa en la eliminación de carga orgánica, alcanzando degradaciones de DQO de 64 a 88%.

En residuales líquidos del procesamiento de café, se han investigado la combinación de POA con otros tratamientos tradicionales donde la eliminación de la materia orgánica presente en las aguas residuales del procesamiento de café es posible a través de la coagulación química y floculación en conjunto con procesos oxidativos avanzados en

condiciones ácidas, según (Rattan et al., 2015). Esta combinación resultó ser un tratamiento efectivo para reducir no sólo la DQO, sino también el color y la turbidez.

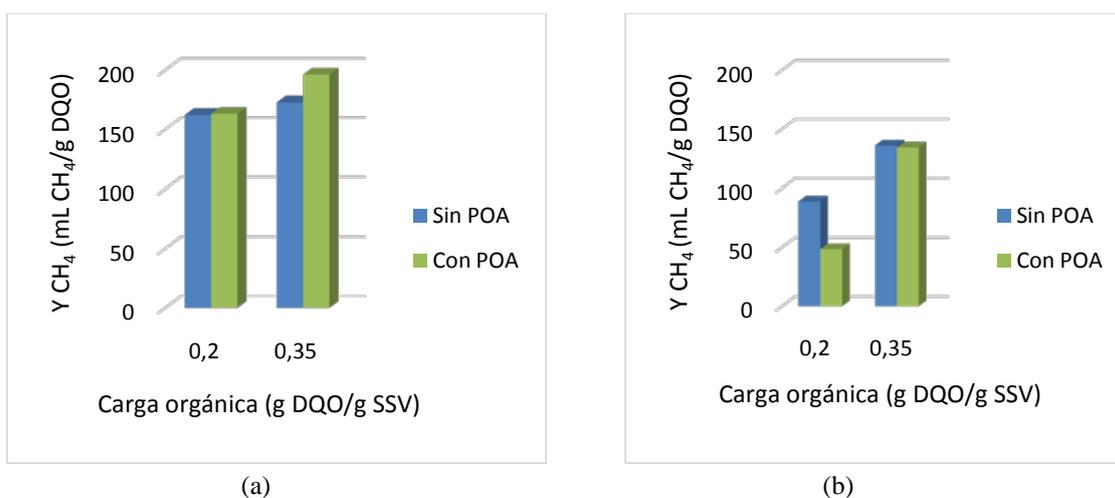


Figura 2. Comparación del rendimiento de metano obtenido con y sin pretratamiento del sustrato. (a) Régimen mesofílico, (b) Régimen termofílico

Los estudios anteriores demuestran que como consecuencia del pretratamiento del sustrato a través de POA o la combinación del proceso de digestión anaerobia con otros físico-químicos, se favorece el porcentaje de reducción de la DQO. Sin embargo, el rendimiento de metano puede afectarse. Es conocido que los radicales libres generados en los procesos oxidativos avanzados tienen un alto potencial redox y son capaces de destruir e incluso de mineralizar cualquier contaminante orgánico (Comninellis et al., 2008; Sirtori et al., 2009). La presencia de compuestos oxidantes remanentes de la reacción, como el peróxido, puede tener efectos adversos porque pueden conferir mayor toxicidad al medio (Sanz y col., 2012). También (Santos et al., 2018), estudió el efecto de un pretratamiento oxidativo avanzado en cáscara de café. Demostró que el pretratamiento oxidativo con ozono tuvo un efecto favorable en la solubilización de la lignina y en la preservación de la hemicelulosa y celulosa en la fracción sólida del residual, sin que la mayor solubilidad de la biomasa proporcionara necesariamente las mejores condiciones para la producción de metano, debido a la presencia de compuestos tóxicos.

Como resultado de este trabajo se puede observar en la Tabla 2 que la aplicación del método POA combinado con la digestión anaeróbica aplicado en esta investigación logra aumentar la remoción de la DQO, ya que las concentraciones de los polifenoles aportan aproximadamente un 10 % de la DQO, pero afecta el rendimiento de metano producido debido a la eliminación de la materia orgánica biodegradable que es precipitada conjuntamente con los polifenoles durante el POA.

4. CONCLUSIONES

1. El incremento de la temperatura de trabajo desfavorece el proceso de digestión anaerobia de agua residual sintética de la industria del café soluble, en términos de remoción de la DQO. Esto se refleja claramente en los resultados del proceso, donde a temperatura termofílica se obtiene una remoción de la DQO de 11,69%,

por el contrario, a temperatura mesofílica se produce una mayor remoción de la DQO correspondiente a 72,11%.

2. La combinación de los efectos producidos por la relación de la carga orgánica y la temperatura de operación durante el desarrollo del BMP también tiene una incidencia significativa en la productividad de metano. A temperatura mesofílica la carga $0,35 \text{ gDQO.gSSV}^{-1}$ reporta el mayor rendimiento de CH_4 alcanzado ($197,45 \pm 9,78 \text{ mL CH}_4.\text{g DQO}^{-1}$), mientras que a temperatura termofílica la carga $0,2 \text{ gDQO.gSSV}^{-1}$ reflejó un valor inferior ($48,45 \pm 0,14 \text{ mL CH}_4.\text{g DQO}^{-1}$).
3. El pretratamiento oxidativo del sustrato con peróxido de hidrógeno y radiación UV no produjo mejoras en el proceso de digestión anaerobia.

REFERENCIAS

- Amor, C., Lucas, M., García, J., Domínguez, J., De Heredia, J. & Pérez, J., Combined treatment of olive mill wastewater by Fenton's reagent and anaerobic biological process., *Journal of Environmental Science and Health – Part A Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering*, Vol. 50, No. 2, 2015, pp. 161-168.
- APHA, AWWA, WEF., Standard methods for examination of water and wastewater. Washington: American Public Health Association, EPA22nd, 2012, pp. 216-224.
- Barcia, D., y Meza, D., Evaluación del potencial de metano de la digestión anaerobia de aguas residuales sintéticas de café instantáneo en régimen discontinuo mesofílico y termofílico., Tesis presentada en opción al título de Ingeniero Químico, Universidad Técnica de Manabí, Ecuador, 2018.
- Bello-Mendoza, R., & Castillo-Rivera, MF., Start-up of an Anaerobic Hybrid (UASB/Filter) Reactor Treating Wastewater from a Coffee Processing Plant., *Anaerobe*, Vol. 4, No. 5, 1998, pp. 219-225.
- Boonyakitsombut, S., Kim, M I., Ahn, Y.H., & Speece, R.E., Degradation of Propionate and Its Precursors: The Role of Nutrient Supplementation., *Environmental Engineering*, Vol. 6, No. 4, 2002, pp. 379-387.
- Carneiro, L., Análise do fenol e seus derivados via cromatografia líquida de alta eficiência e tratamento do poluente orgânico empregando processos oxidativos avançados., Tesis presentada en opción al Grado de Doctorado en Ingeniería Química, Universidade Federal De Pernambuco, Brasil, 2015.
- Cavinato, C., Bolzonella, D., Pavan, P., Fatone, F., & Cecchi, F., Mesophilic and thermophilic anaerobic co-digestion of waste activated sludge and source sorted biowaste in pilot- and full-scale reactors., *Renewable Energy*, Vol. 55, 2013, pp. 260– 265.
- Clifford, M., Coffee Botany, Biochemistry and Production of Beans and Beverage., Croom Helm, London, England, 1985, pp. 424-424.
- Cominellis, C., Kapalka, A., Malato, S., Parsons, S., Poulis, I. & Mantzavinos, D., Advanced oxidation processes for water treatment: advances and trends for R&D., *Chemical Technology and Biotechnology*, Vol.83, No. 6, Junio, 2008, pp. 769-776.
- Díaz, M.E., Digestión anaerobia. Una aproximación a la tecnología., Primera edición, Editorial UNIBIBLOS, Universidad Nacional de Colombia, 2002, pp. 139-141.
- Dinsdale, R. Hawkes, F. & Hawkes, D., The mesophilic and Thermophilic Digestion of

- coffee waste containing coffee grounds., *Water Research*, Vol. 31, No. 2, 1996, pp. 371-373.
- Dinsdasle, R., Hawkes, F., & Hawkes, D., Comparison of mesophilic and thermophilic upflow anaerobic sludge blanket reactors treating instant coffee production., *Water Research*, Vol. 31, No. 1, 1997, pp. 163-169.
- Fernandez, N. & Forster, C.E., A study of the operation of mesophilic and thermophilic anaerobic filters treating a synthetic coffee waste., *Bioresource Technology*, Vol. 45, No. 3, 1993, pp. 223-227.
- Fernández-Rodríguez, J., Pérez, M. & Romero, L.I., Comparison of mesophilic and thermophilic dry anaerobic digestion of OFMSW: Kinetic analysis., *Chemical Engineering Journal*, Vol. 232, 2013, pp. 59-64.
- Gutiérrez, E., García, S., Herrera, M., Behling, E., Chacín, E., & Fernández, N., Inhibidor natural de las aguas residuales de procesamiento de café en el tratamiento anaerobio., *Ciencia*, Vol.3, No. 3, 1995, pp. 241-246.
- HACH., *Manual de Análisis de Agua HACH, Procedimientos fotométricos, de titulación y microbiológicos.*, Segunda edición (español) – HACH COMPANY, Loveland, Colorado, E.E.U.U., 2000, pp. 1-28.
- Kida, K., Ikbal & Sonoda, Y., Treatment of coffee waste by slurry-state anaerobic digestion., *Journal of Fermentation and Bioengineering*, Vol. 73, No. 5, 1992, pp. 390-95.
- Kumar, S., *Anaerobic biotechnology for bioenergy production. Principles and applications.*, UUEE, Wiley-Blackwell, 2008, pp. 43-47.
- Labatut, R.A., Angenent, L.T., & Scott, N.R., Conventional mesophilic vs. thermophilic anaerobic digestion: a trade-off between performance and stability., *Water Research*, Vol. 53, 2014, pp. 249-258.
- Li, Q., Qiao, W., Wang, X., Takayanagi, K., Shofie, M. & Li, Y., Kinetic characterization of thermophilic and mesophilic anaerobic digestion for coffee grounds and waste activated sludge., *Waste Management*, Vol. 36, 2015, pp. 77-85.
- Li, Q., Li, H., Wang, G. & Wang, X., Effects of loading rate and temperature on anaerobic co-digestion of food waste and waste activated sludge in a high frequency feeding system, looking in particular at stability and efficiency. *Bioresource Technology*, Vol. 237, 2017, pp. 231-239.
- Lorenzo, Y. y Obaya, M., *La digestión anaerobia. Aspectos teóricos. Parte I.*, ICIDCA, *Sobre los Derivados de la Caña de Azúcar*, Vol. 39, No. 1, 2005, pp. 35-48.
- Oller, I., Malato, S., & Sánchez, J., Combination of advanced oxidation processes and biological treatments for wastewater decontamination - A review., *Science of the Total Environment*, Vol. 409, No. 20, 2011, pp. 4141-4166.
- Pagés-Díaz, J., *Biogas from slaughterhouse waste.*, Tesis presentada en opción al Grado Científico de Doctor en Ciencias Técnicas, Universidad de Borås, Suecia, 2015.
- Pagés-Díaz, J., Pereda-Reyes, I., Taherzadeh, M., Sárvári-Horváth, I., & Lundin, M., Anaerobic co-digestion of solid slaughterhouse wastes with agro-residues: Synergistic and antagonistic interactions determined in batch digestion assays. *Chemical Engineering Journal*, Vol. 245, 2014, pp. 89-98.
- Parra, R., *Digestión anaerobia: mecanismos biotecnológicos en el tratamiento de aguas*

- residuales y su aplicación en la industria alimentaria., *Producción+Limpia*, Vol. 10, No. 2, 2015, pp. 142-159.
- Pereda-Reyes, I., *Potencialidad de los residuos sólidos mineros como estimulantes del proceso de digestión anaerobia.*, Tesis presentada en opción al Grado Científico de Doctor en Ciencias Técnicas., CETER-Universidad Tecnológica de La Habana José Antonio Echeverría, Cuba, 2007.
- Pérez, S., Pérez, R. y Fernández, M., *Estudio de la biodegradabilidad anaerobia de las aguas residuales del beneficio húmedo del café.*, *Interciencia*, Vol. 25, No. 8, 2000, pp. 386-90.
- Rattan, S., Parande, AK., Nagaraju, VD., & Ghiwari, GK., *A comprehensive review on utilization of wastewater from coffee processing.*, *Environmental Science and Pollution Research*, Vol. 22, No. 9, 2015, pp. 6461-72.
- Santos, L., Herrera, O., Lobo, B., Alves, L., & Aquino, S., *Production of biogas (methane and hydrogen) from anaerobic digestion of hemicellulosic hydrolysate generated in the oxidative pretreatment of coffee husks.*, *Bioresource Technology*, Vol. 263, 2018, pp. 601–612.
- Sanz, J., Lombraña, J., y de Luis, A., *Estado del arte en la oxidación avanzada a efluentes industriales: nuevos desarrollos y futuras tendencias.*, *Afinidad*, Vol. LXX, No. 561, Enero-Marzo 2012, pp. 25-33.
- Scott, J. & Ollis, D., *Integration of chemical and biological oxidation processes for water treatment: review and recommendations.*, *Environmental Progress & Sustainable Energy*, Vol. 14, No. 2, Mayo, 1995, pp. 88-103.
- Selvamurugan, M., Doraisamy, P., & Maheswari, M., *An integrated treatment system for coffee processing wastewater using anaerobic and aerobic process.*, *Ecological Engineering*, Vol. 36, No. 12, 2010, pp. 1686–1690.
- Sirtori, C., Zapata, A., Oller, I., Gernjak, W., Aguera, A., & Malato, S., *Decontamination industrial pharmaceutical wastewater by combining solar photo-fenton and biological treatment.*, *Water Research*, Vol. 3, No. 43, Febrero, 2009, pp. 661-668.
- Torres, J., Batista, P., Silva, M., Dos Santos, C., & Duarte, A., *Enzymatic oxidation of phenolic compounds in coffee processing wastewater.*, *Water Science and Technology*, Vol. 1, No. 73, 2016, pp. 39-50.
- VDI 4630., *Norma Alemana.*, *Fermentation of organic materials Characterisation of the substrate, sampling, collection of material data, fermentation tests.*, 2006, pp. 50-50.
- Vilar, V., Amorim, C., Brillas, E., Li Puma, G., Malato, S., & Dyonysios, D., *AOPs: recent advances to overcome barriers in the treatment of water, wastewater and air.*, *Environmental Science and Pollution Research*, Vol. 24, No. 7, Marzo, 2017, pp. 5987-90.
- Villanueva-Rodríguez, M., Bello-Mendoza, R., Wareham, D., Ruiz-Ruiz, E., & Maya-Treviño, M., *Discoloration and organic matter removal from coffee wastewater by electrochemical advanced oxidation processes.*, *Water, Air, and Soil Pollution*, Vol. 225, No. 2, 2014, pp. 1-11.