

Degradación anaeróbica de lodos biológicos cerveceros en condiciones termofílicas

Anaerobic degradation of biological brewers sludge in thermophilic conditions

M. Rincón¹ y N. Rincón²

¹Departamento de Ingeniería, Suelos y Aguas, Facultad de Agronomía, Universidad del Zulia, ZU 4005, Apartado Postal 15205, Maracaibo, estado Zulia, Venezuela. ²Departamento de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Facultad de Ingeniería, Escuela de Civil, Universidad del Zulia, Apartado Postal 4011-A-526, Maracaibo, estado Zulia, Venezuela

Resumen

La cervecería Polar utiliza lodos activados para tratar sus aguas residuales, generando $1500 \text{ m}^3 \cdot \text{mes}^{-1}$ de lodos biológicos cerveceros (LBC). En esta investigación fue evaluada la degradación anaeróbica de LBC, empleando un reactor anaeróbico de crecimiento suspendido y mezcla completa de 3,5 L, con una velocidad rotacional de 130 rpm, tiempos de retención hidráulicos (TRH) de 30 y 25 d a 55°C . El TRH de 30 d promovió una menor producción de biogás ($0,556 \text{ L} \cdot \text{d}^{-1}$), al compararlo con el TRH de 25 d ($0,656 \text{ L} \cdot \text{d}^{-1}$), el cual, produjo las mayores remociones (50% de sólidos volátiles y 36,5% para los sólidos totales) convirtiendo esta tecnología en un proceso que elimina un importante volumen de lodo generado por la industria cervecera.

Palabras clave: producción de biogás, degradación anaeróbica, lodos biológicos cerveceros.

Abstract

Polar brewery use activated sludge to treat their wastewater, generating $1500 \text{ m}^3 \cdot \text{mes}^{-1}$ of brewers biological sludge (BBS). In this research was evaluated the anaerobic degradation of BBS, using a suspended growth anaerobic reactor and complete mixing of 3.5 L, with a rotational speed of 130 rpm, different

hydraulic retention time (HRT): 30 and 25 d to 55°C. The HRT of 30 d promoted a lower production of biogas (0.556 L.d⁻¹) when compared with HRT of 25 d (0.656 L.d⁻¹) which produced the highest removal (50% of volatile solids and 36.5% for total solids) making this technology in a process that removes a significant amount of sludge generated by the brewing industry.

Key words: biogas production, anaerobic degradation, brewers biological sludge.

Introducción

La digestión anaeróbica termofílica está experimentando un renacimiento, debido a la necesidad de reducir las emisiones de gases de efecto invernadero, especialmente dióxido de carbono.

Por otra parte, para desarrollar una alternativa confiable respecto a los combustibles fósiles, se ha incrementado la atención en las energías renovables (Lloret *et al.*, 2013), reconociendo las ventajas del tratamiento termofílico respecto al mesofílico que deriva en mayores actividades metabólicas, lo cual hace que el cambio a la temperatura operacional termofílica sea atractiva (Lu *et al.*, 2008). Además, las tasas de conversión del sustrato por los microorganismos termofílicos se reflejan en tasas de producción de metano más altas, esto hace que se puedan disminuir los tiempos de retención en el digestor, tratando mayores volúmenes de residuos. La operación en condiciones termofílicas incrementa la velocidad de crecimiento de los microorganismos, pudiendo llegar a ser dos o tres veces superior a la de los microorganismos mesófilos (De la Rubia *et al.*, 2001).

La cervecería Polar ubicada en la región zuliana utiliza lodos activados para tratar sus aguas residuales industriales, generando alrededor de 1.500 m³.mes⁻¹ de lodos biológicos cer-

Introduction

The thermophilic anaerobic digestion is experiencing a renewal due to the need of reducing the gases emissions with greenhouse effect, especially of carbon dioxide.

On the other hand, in order to develop trustable alternatives regarding fossil fuel, the attention has focused on renewable energy (Lloret *et al.*, 2013), granting the advantages of thermophilic treatment concerning the mesophilic that derives in higher metabolic activities, which causes that the change to the operational thermophilic temperature becomes attractive (Lu *et al.*, 2008). Also, the conversion rates of the substrate by thermophilic microorganisms are reflected in higher production rates of methane, consequently, with a probable retention time reduction in the digester, treating higher volume of wastes. The operation on thermophilic conditions increases the growth velocity of microorganisms, which could be two or three times superior to the mesophile microorganisms.

Polar Brewery, located in Zulia state, used activated sludge for its treating industrial wastewater, generating approximately 1.500 m³.month⁻¹ of biological brewer sludge. This industry uses drying beds and compost for stabilizing sludge, using huge land extensions. Sludge in the

veceros. Esta industria emplea lechos de secado y compostaje para la estabilización de los lodos, utilizando grandes extensiones de terreno. El lodo en los lechos de secado permanece alrededor de dos a tres meses (seis meses en época de lluvia) hasta alcanzar su estabilización. Posterior a la estabilización es incorporado al suelo, obteniéndose buenos resultados con la siembra de vegetación ornamental; sin embargo, la cantidad de lodo generada a partir del tratamiento con lodos activados es muy alta, requiriéndose reducir el volumen producido, para ello se necesitan alternativas distintas a las empleadas en la actualidad.

Con miras a evaluar la remoción de materia orgánica y producción de biogás se llevó a cabo la degradación anaeróbica de los lodos biológicos cerveceros bajo condiciones termofílicas en un reactor de crecimiento suspendido y mezcla completa.

Materiales y métodos

Se utilizó un reactor anaeróbico de alta carga denominado en esta investigación como reactor anaeróbico de crecimiento suspendido y mezcla completa (RACSMC), con un volumen útil de 3,5 L, construido con un cilindro doble de vidrio (marca Trallero and Schlee); en el espacio entre las paredes del reactor circulaba el agua a 55°C, mediante un baño de circulación digital programable marca Digisystem. Este reactor estaba dotado de un sistema de agitación acoplado a un motor de 0,05 HP que impedía la incrustación de materia en las paredes, garantizando la mezcla completa, y su desempeño se evaluó a una velocidad rotacional

drying beds remains from two to three months (six months in rainy season), until reaching its stabilization. After the stabilization, it is introduced to the soil, obtaining excellent results with ornamental planting; however, the quantity of sludge generated after the treatment with activated sludge is very high, requiring the reduction of the volume produced, for this different alternatives are required than the ones applied nowadays.

The anaerobic degradation of biological brewer sludge was carried out under thermophilic conditions in a growing suspended reactor and complete mix, with the aim of evaluating the removal of the organic matter and the biogas production.

Materials and methods

A high-charge anaerobic reactor was used named in this research as suspended growing anaerobic reactor and complete mix (SGARCM), with an useful volume of 3.5 L, constructed with double-glass cylinder (Trallero and Schlee brand), in the space between the reactor walls circulated the water at 55°C, using a programmed digital circulation bath Digisystem bath. This reactor was endowed with a coupled one motor agitating system of 0.05 HP, which blocked the incrustation of matter in the walls, guaranteeing the complete mix, and its performance was evaluated at a rotational speed of approximately 130 rpm. A monophasic reactor was used, that is, the hydraulic retention time (HRT) and the cellular retention time (τ_c) were equal. An illustrative scheme is shown in figure 1.

de aproximadamente 130 rpm. El reactor era del tipo monofásico, es decir, el tiempo de retención hidráulico (TRH) y el tiempo de retención celular (τ_c) eran iguales. Un esquema ilustrativo del reactor se presenta en la figura 1.

Para la determinación del mejor TRH se establecieron dos tratamientos: el tratamiento T_1 a 30 días y T_2 a 25 días. Se inició el ensayo con el T_1 y el TRH se disminuyó sólo cuando se obtuvo la estabilización para la condición de carga existente. La condición de estabilización se alcanzó cuando los coeficientes de variación en las determinaciones de sólidos totales (ST) y sólidos volátiles (SV) en el efluente resultaron menores al 10%.

Medición de parámetros físico-químicos

Los parámetros medidos en cada tratamiento fueron: producción diaria

For determining the best HRT, two treatments were established: T_1 at 30 days and T_2 at 25 days. The trial started with T_1 and the HRT only reduced when the stabilization was obtained for the existent charge condition. The stabilization condition reached when the variation coefficients in the determination of total solids (TS) and volatile solids (VS) in the effluent resulted lower than 10%.

Measurement of physical-chemical parameters

The parameters measured on each treatment were: daily production of biogas (by water movement, pH by the 4500H⁺ B method (APHA, 1998), total alkalinity by potentiometric title 2320B (ALPHA, 1998), for which the sludge centrifuged at 5000 rpm for 5 minutes, and the supernatant was used for measuring the pH and the

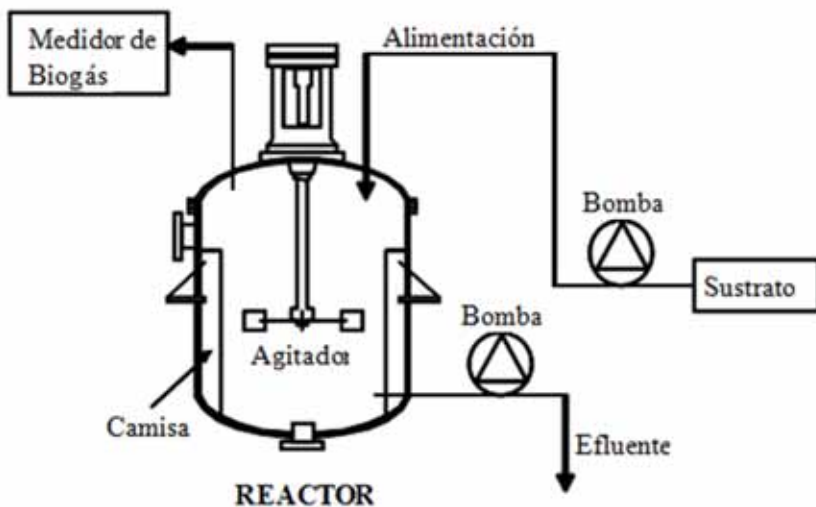


Figura 1. Esquema ilustrativo del reactor.

Figure 1. Illustrative scheme of the reactor.

del biogás (por desplazamiento del agua), pH por el método 4500H⁺ B (APHA, 1998), alcalinidad total por titulación potenciométrica 2320B (APHA, 1998), para lo cual se centrifugó el lodo a 5000 rpm por 5 minutos y se utilizó el sobrenadante tanto para medir el pH como la alcalinidad. Los ST y SV fueron cuantificados por el método gravimétrico 2540G (APHA, 1998). Para la demanda química de oxígeno (DQO) se utilizó la metodología reflujo cerrado 5220C (APHA, 1998). El nitrógeno Kjeldahl y fósforo disponible (P), se determinaron durante la caracterización de los lodos, el nitrógeno por la metodología Macro-Kjeldahl 4500-Norg B (APHA, 1998) utilizando 0,2 g de lodo previamente secado a 105°C por 24 horas, posteriormente, se hizo la corrección agregando el valor del nitrógeno amoniacal obtenido del sobrenadante al centrifugar el lodo a 5000 rpm por 5 min. El fósforo disponible se determinó por el método OLSEN (Van Reeuwijk, 1993). La concentración de metano se midió utilizando un cromatógrafo de gases Perkin Elmer modelo Autosystem XL, con una columna empacada Hayesep D 100/120. Se acopló al sistema un detector de conductividad térmica (TCD), la temperatura del horno se fijó en 35°C y la del inyector en 120°C; se usó hidrógeno como gas de arrastre a 40 cm.s⁻¹, y se inyectó un volumen de 200 µL en el puerto correspondiente al TCD.

Resultados y discusión

Para la degradación anaeróbica de los LBC se utilizó como inóculo un lodo proveniente de un reactor en con-

alkalinity. The ST and SV were quantified by the gravimetric method 2540G (APHA, 1998). For the chemical demand of oxygen (QDO) the close reflux methodology 5220C was used (APHA, 1998). The Kjeldahl nitrogen and available phosphorous (P) determined during the sludge characterization, the nitrogen by the Macro-Kjeldahl methodology 4500-Norg B (APHA, 1998) using 0.2g of sludge, previously dried at 105°C for 24 hours, later, the correction was done adding the value of the ammonium nitrogen obtained from the supernatant when centrifuging the sludge at 5000 rpm for 5 min.

The available phosphorous determined by the OLSEN method (Van Reeuwijk, 1993). The methane concentration measured using a gas chromatograph Perkin Elmer, Autosystem XL, with a packed column Hayesep D 100/120. It was attached to a thermal conductivity detector system (TCD), the oven temperature was set in 35°C and the injector in 120°C; hydrogen was used as dragging gas at 40 cm.s⁻¹, and a volume of 200 µL was injected in the corresponded port to the TCD.

Results and discussion

For the anaerobic degradation of BBS, inoculums of sludge coming from a reactor under mesophilic conditions, which degraded anaerobically the same type of substrate, this inoculums sludge was named digested sludge under mesophilic conditions (DSMC). Table 1 shows the characterization of DSMC and BBS treated, corresponding each value to the mean of three observations.

diciones mesofílicas, el cual degradaba anaeróbicamente el mismo tipo de sustrato, a este lodo de inóculo se le denominó lodo digerido en condiciones mesofílicas (LDCM). En el cuadro 1 se muestra la caracterización del LDCM y el LBC tratado, correspondiendo cada valor a la media de tres observaciones.

La relación de SV/ST en el LBC fue de 0,62, correspondiente a la cantidad de biomasa presente, y en el LDCM de 0,59, evidenciando una alta proporción de biomasa en el sistema de tratamiento. Éstos altos índices de materia orgánica presentes con un alto contenido de humedad, incrementan la actividad biológica de las muestras y garantizan la viabilidad de la digestión anaeróbica (Foster-Carneiro *et al.*, 2007).

En el tratamiento anaeróbico, el N y el P son macronutrientes esenciales y la cantidad de los mismos, en relación a la materia orgánica presente (expresada como DQO), se puede expresar como DQO: N: P de 1.000: 5: 1. Esta necesidad de macronutrientes puede verse satisfecha con los valores obtenidos en la caracterización de DQO: N: P del LBC, cuyos valores fue-

The SV/ST relation in the BBS was of 0.62, corresponding to the quantity of the present biomass, an in DSMC of 0.59, showing a high proportion of biomass in the treatment system. These high indexes of organic matter present with high humidity content, increase the biologic activity of the samples, and guarantee the viability of the anaerobic digestion (Foster-Carneiro *et al.*, 2007).

In the anaerobic treatment, N and P are essential macronutrients and the quantity of these, in relation to the organic matter present (expressed as QDO) can be expressed as QDO: N: P of 1.000: 5: 1. This need for macronutrients might be satisfied with the values obtained in the characterization of QDO: N: P of the BBS, which values were 28.500 mgDQO.L⁻¹: 1.877 mgN.L⁻¹: 25 mgP.L⁻¹. Since the QDO concentration in the sludge is 28.500 mg.L⁻¹, at least 143 mg.L⁻¹ of nitrogen and 29 mg.L⁻¹ of P are required. On the other hand, DSMC also provided a quantity of nitrogen and phosphorous of 826 mgN.L⁻¹ and 11 mgP.L⁻¹, respectively, therefore, BBS and DSMC had a high

Cuadro 1. Caracterización del LDCM y el LBC.

Table 1. Characterization of DSMC and BBS.

Parámetros	LDCM	LBC
pH	7,3±0,4	7,7±0,2
Alcalinidad total mg.L ⁻¹ CaCO ₃	4.260,0±205	1.394,4±68
DQO total g.L ⁻¹	15,78±0,3	28,5±0,9
Nitrógeno Kjeldahl mg.L ⁻¹	825,72±46	1.877,72±73
Fósforo (OLSEN) mg.L ⁻¹	11,11±0,63	24,90±1,57
Sólidos totales g.L ⁻¹	20,3±0,4	37,3±0,8
Sólidos volátiles g.L ⁻¹	11,9±0,6	21,7±0,8

ron 28.500 mgDQO.L⁻¹: 1.877 mgN.L⁻¹: 25 mgP.L⁻¹. Dado que la concentración de DQO en el lodo es 28.500 mg.L⁻¹ se requieren por lo menos 143 mg.L⁻¹ de nitrógeno y 29 mg.L⁻¹ de P. Por otra parte, el LDCM también aportó una cantidad de nitrógeno y fósforo de 826 mgN.L⁻¹ y 11 mgP.L⁻¹, respectivamente, por lo tanto, el LBC y el LDCM contenían una alta proporción de macronutrientes que garantizaron la digestión anaeróbica sin la adición de una fuente externa de nitrógeno y fósforo.

Alimentación del RACSMC con glucosa. Etapa de aclimatación.

Previo a la alimentación del reactor con el lodo biológico cervecero, se ensayó la actividad del LDCM con un sustrato biodegradable (glucosa), comprobando su actividad con el volumen de biogás desplazado en esas condiciones. Esta etapa se extendió por un período de 14 d, y al final del mismo se produjo 255 mL CH₄.g⁻¹ de DQO removida bajo condiciones normales, y por aproximarse al valor teórico de 350 mL CH₄.g⁻¹ de DQO removida, se consideró que el lodo estaba activo y se comenzó la alimentación del lodo a tratar.

Alimentación del RACSMC con LBC.

Parámetros de control pH y alcalinidad total.

Los valores de pH del afluente variaron entre 7 y 7,9, mientras que en el efluente del reactor se encontraron valores que fluctuaban entre 7,3 y 8,4, resultando en una amplitud máxima de 1,1 y un promedio de 8,0±0,2 a lo largo del ensayo. Estos valores se ajustaron adecuadamente al rango considerado como apropiado para las con-

proporción de macronutrientes, which guaranteed the anaerobic digestion without the addition of an external source of nitrogen and phosphorous.

SGARCM feeding with glucose. Acclimatization phase

Before feeding the reactor with the brewer biologic sludge, the DSMC activity was tested with a biodegradable substrate (glucose), proving its activity with the displaced biogas volume on these conditions. This phase extended for 14d, and at the end of it 255 mL CH₄.g⁻¹ of QDO was produced, removed under normal conditions, and since it almost reached the theoretical value of 350 mL CH₄.g⁻¹ of QDO, was considered that the sludge was active and feeding started with the sludge about to be treated.

SGARCM feeding with BBS pH control parameters and total alkalinity

pH values of the effluent varied from 7 to 7.9, meanwhile in the reactor effluent values fluctuated from 7.3 to 8.4, with a maxima of 1.1 and an average of 8.0±0.2 throughout the research. These values adjusted properly to the rank considered as appropriate for the anaerobic conditions, which must be from 6.5 to 8.2 pH units.

The total alkalinity values ranged from 3.946 to 5.810 mgCaCO₃.L⁻¹, implying a maximum of 1.864 mgCaCO₃.L⁻¹ and an average of 4.415 mgCaCO₃.L⁻¹, which indicated a high buffer capacity of the system in the application of different organic charges, since these were over 2.500 mgCaCO₃.L⁻¹, confirming the stability of the digester.

diciones anaeróbicas, el cual debe estar entre 6,5 y 8,2 unidades de pH.

Los valores de alcalinidad total se encontraron en un rango de 3.946 a 5.810 mgCaCO₃.L⁻¹, implicando una amplitud máxima de 1.864 mgCaCO₃.L⁻¹ y un promedio de 4.415 mgCaCO₃.L⁻¹, lo cual, indicó una elevada capacidad amortiguadora del sistema en la aplicación de las distintas cargas orgánicas, debido a que se encontraba por encima de 2.500 mgCaCO₃.L⁻¹, asegurando la estabilidad del digestor.

Producción y composición del biogás.

En el cuadro 2 se presenta el desempeño del RACSMC referido a la producción de biogás y metano degradando LBC en condiciones termofílicas. La producción de biogás estuvo entre 800 y 700 mL.d⁻¹ para los días 15 y 28, hasta progresivamente estabilizarse y obtener un valor promedio de 556±43 mL.d⁻¹ para el TRH de 30 d. Al disminuir el TRH a 25 d se consiguió un incremento de la producción del biogás hasta el día 90, a partir del cual, se comenzó a notar cierta estabilización en el sistema, resultando en un valor promedio de 656±60 mL.d⁻¹, con una desviación considerable, debido a las fluctuaciones diarias acontecidas para este período. Este valor (656±60 mL.d⁻¹) es muy similar al encontrado por Lu *et al.*, (2008).

En los valores promedios de producción en condiciones estables siempre se presentó una tendencia ascendente en relación directa al aumento de la carga orgánica, debido a que existía una mayor composición nutricional y reproducción de la flora bacteriana en el sistema biogenético; esta tenden-

Biogas production and composition

In table 2 is presented the performance of SGARCM referred to the biogas production and methane degrading BBS under thermophilic conditions. The biogas production was from 800 to 700 mL.d⁻¹ for days 15 and 28, until stabilizing progressively and obtaining an average value of 556±43 mL.d⁻¹ for the HRT of 30 d. When reducing the HRT on 25d, was obtained an increment of the biogas production until day 90, after which was evidenced some stabilization in the system, resulting into an average value of 656±60 mL.d⁻¹, with a considerable deviation, due to the daily fluctuations for this period. This value (656±60 mL.d⁻¹) is very similar to the one found by Lu *et al.*, (2008).

In the average production values on stable conditions, was always presented a crescent tendency in direct relation to the increment of the organic charge, since there was a higher nutritional composition and reproduction of the bacterial flora in the biogenetic system; this tendency agrees to the one found by Rincón (2007), who when carrying out BBS biodegradation researches under mesophilic conditions, obtained average production values in the stabilizations of: 465 and 533 mL.d⁻¹ for HRT of 30 and 25 d, respectively.

The results expressed as the standard mean±desviation (n=5) were obtained in the stabilization of the reactor.

The methane values agree to the ones obtained by Kaparaju *et al.*, (2008), during the thermophilic anaerobic digestion of manure at

Cuadro 2. Desempeño del RACSMC referido a la producción de biogás.
Table 2. SGARCM performance referred to the biogas production.

TRH(d)	CO (kgDQO/m ³ d)	Metano (%)	Producción diaria biogás (L.d ⁻¹)	Producciónbiogás (L/gSVag)	Metano (L.d ⁻¹)	Metano (L/gSVag)
30	0,95	61,96±1,4	0,556	0,21	0,34	0,13
25	1,2	61,69±0,7	0,656	0,21	0,40	0,13

Los resultados expresados como la media±desviación estándar (n=5) fueron obtenidos en las estabilizaciones del reactor.

cia coincide con la encontrada por Rincón, (2007), quien en ensayos de biodegradación de LBC en condiciones mesofílicas, obtuvo valores promedios de producción en las estabilizaciones de: 465 y 533 mL.d⁻¹ para los TRH de 30 y 25 d, respectivamente.

Los valores de metano coinciden con el obtenido por Kaparaju *et al.*, (2008), durante la digestión anaeróbica termofílica del abono a escala de laboratorio, para un régimen de mezclado continuo a 110 rpm, en reactores de 3,6 L operados con un TRH de 15 d y alimentados con un caudal de 233 mL.d⁻¹; el contenido de metano fue de 61,7%.

Sólidos totales y volátiles.

Las fluctuaciones de los sólidos totales en el LBC estuvieron entre 35,2 y 40,2 g.L⁻¹. El contenido de ST y SV en el inóculo fue de 20,3 y 11,9 g.L⁻¹, respectivamente, y los valores de la entrada al inicio del tratamiento fueron de 37,7 y 23,3 g.L⁻¹. La evolución de los sólidos totales y volátiles (entrada y salida) en el RACSMC durante la degradación de LBC bajo condiciones termofílicas, puede verse en las figuras 2 y 3, donde se observa como al inicio del ensayo los valores de ST y SV descienden repentinamente, debido a que la biomasa en el reactor degradó satisfactoriamente los ST hasta el día 20.

Para el día 45, una vez comenzada la fase experimental, se observó la estabilización en el reactor con respecto a los ST para el TRH de 30 d. La estabilización para los SV se observó una vez transcurridos 33 d de tratamiento. Progresivamente se notaron incrementos en los ST y SV hasta alcanzar en la estabilización 25,31±0,02

laboratory scale, for a continues mixing at 110 rpm, in 3.6 L reactors operated with a 15 d HRT and fed with a 233 mL.d⁻¹ flow, the methane content was of 61.7%.

Total and volatile solids

Fluctuations of total solids in BBS ranged from 35.2 to 40.2 g.L⁻¹. The ST and SV content in the inoculums was 20.3 and 11.9 g.L⁻¹, respectively, and the starting values at the beginning of the treatment were 37.7 and 23.3 g.L⁻¹. The evolution of the total and volatile solids (input and output) in the SGARCM during the degradation of BBS under thermophilic conditions is observed in figures 2 and 3, where is seen how at the beginning of the research, ST and SV values suddenly decrease, due to the biomass in the reactor degraded positively the ST until day 20.

On day 45, once started the experimental phase, was observed the stabilization in the reactor in relation to ST for the 30-d HRT. The stabilization for SV was observed once passed 33 d of treatment. Progressively, increments in ST and SV were seen, until reaching in the stabilization 25.31±0.02 and 12.27±0.25g.L⁻¹, respectively. The removals found for this 30-d HRT were 36.95 and 49.8%, respectively.

Once applied the 25-d HRT, stabilization reached on day 84, with concentrations of ST and SV of 29.2±0 and 14.6±0.01 g.L⁻¹, respectively, translating it in removals of 22.1 and 28.1 regarding input ST and SV for this stabilization. These removals were much lower to the ones found in 30-d HRT. The removal percentage for SV in BBS, even when these are

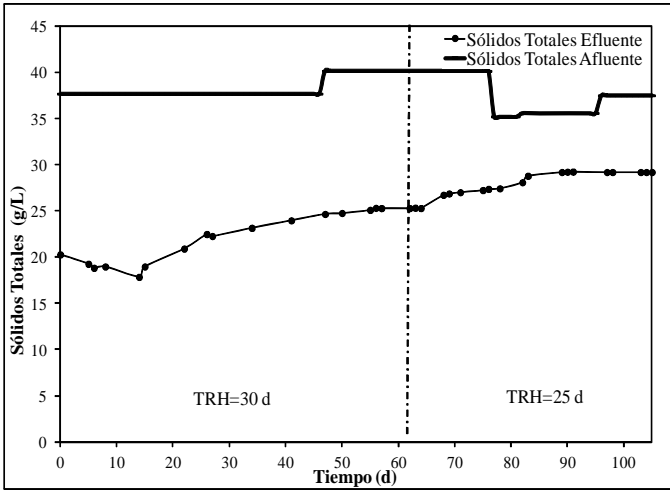


Figura 2. Sólidos totales en el RACSMC degradando LBC bajo condiciones termofílicas.

Figure 2. Total solids in SGARCM degrading BBS under thermophilic conditions.

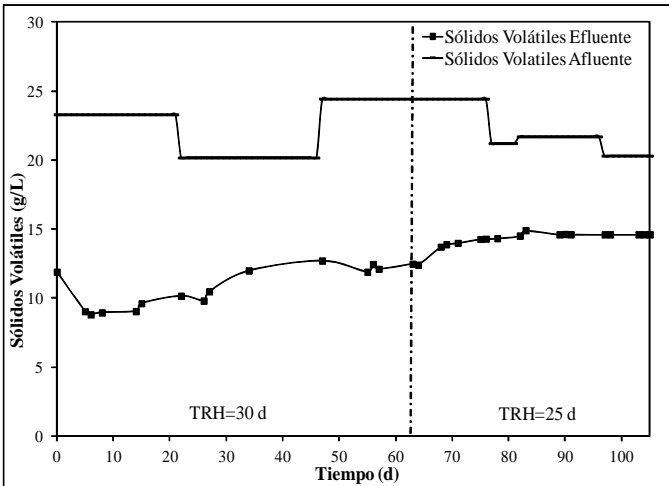


Figura 3. Sólidos volátiles en el RACSMC degradando LBC bajo condiciones termofílicas.

Figure 3. Volatile solids in the SGARCM degrading BBS under thermophilic conditions.

y $12,27 \pm 0,25 \text{ g.L}^{-1}$, respectivamente. Las remociones encontradas para este TRH de 30 d fueron de 36,95 y 49,8% para los ST y SV, respectivamente.

Una vez aplicado el TRH de 25 d, se alcanzó la estabilización en el día 84, con concentraciones de los ST y SV de $29,2 \pm 0$ y $14,6 \pm 0,01 \text{ g.L}^{-1}$, respectivamente, traducándose en remociones en el orden del 22,1 y 28,1%, con respecto a los ST y SV de entrada para esta estabilización. Estas remociones fueron mucho menores a las obtenidas con el TRH de 30 d. El porcentaje de remoción para los SV en los LBC, aun cuando son lodos secundarios y no se les aplicó ningún tipo de pre-tratamiento, resultó similar a los hallados por Lu *et al.*, (2008).

Conclusión

El TRH que mostró mejor rendimiento fue el TRH de 30 d, con remociones de ST y SV de 36,95 y 49,8%, respectivamente

La producción de biogás obtenida en la degradación de LBC resultó muy similar en relación a otros estudios.

La digestión anaeróbica es un método de tratamiento a tomar en consideración para ser incorporado y utilizado antes del proceso de compostaje (tratamiento aplicado por la industria cervecera); ya que podría eliminar un importante volumen de los $1.500 \text{ m}^3.\text{mes}^{-1}$ de lodos generados.

Literatura citada

American Public Health Association (APHA).
American Water Works Association
(AWWA), Water Environment

secondary sludge without any pre-treatment application, resulted similar to the value found by Lu *et al.*, (2008).

Conclusions

The HRT with the best yield was the 30-d HRT, with ST and SV removals of 36.95 and 49.8, respectively.

The biogas production obtained in the BBS degradation resulted very similar in relation to other researches.

The anaerobic digestion is a treatment method that should be considered to be used before composting (treatment applied by the brewery industry), since it might eliminate an important volume out of the $1.500 \text{ m}^3.\text{month}^{-1}$ of the generated sludge.

End of english version

Federation (WEF). 1998. "Standard methods for the examination of water and wastewater". 20 th Edition. American Public Health Association 1015 Fifteenth street, N.W. Washington, D.C. 20005-2605. USA.

De la Rubia M., Pérez M., Romero L., Sales D. (2001). Digestión anaerobia termofílica versus digestión anaerobia mesofílica de lodos de EDAR. Residuos, 11 (62): 64-68. ISSN 1131-9526.

Forster-Carneiro T., Pérez M., Romero L., Sales D. 2007. Dry-thermophilic anaerobic digestion of organic fraction of the municipal solid waste: Focusing on the inoculum sources. Bioresource technology, 98:3195-3203.

Kaparaju P., Buendia I., Ellegaard L., Angelidakia I. 2008. Effects of mixing on methane production during thermophilic anaerobic digestion of

manure: Lab-scale and pilot-scale studies. *Bioresource technology*, 99:4919-4928.

Lu J., Gavala H., Skiadas I. 2008. Improving anaerobic sewage sludge digestion by implementation of a hyper-thermophilic prehydrolysis step. *Journal of Environmental Management*, 88:881-889.

Lloret E., Pastor L., Pradas P., Pascual J. 2013. Semi full-scale thermophilic anaerobic digestion (TAnD) for advanced treatment of sewage

sludge: Stabilization process and pathogen reduction. *Chemical Engineering Journal*, 232:42-50.

Rincón M. 2007. Degradación anaerobia de lodos activados utilizando un reactor monofásico. Tesis de Maestría. La Universidad del Zulia. Maracaibo, Venezuela, 128 p.

Van Reeuwijk L.P. 1993. Procedures for soil analysis. Cuarta Edición, International Soil Reference and Information Center (ISRIC). Technical paper No. 9.