

Digestión Anaerobia de Lactosuero: Efecto de Altas Cargas Puntuales

Anaerobic Digestion of Whey: Effect of High Point Loads

Ricardo Adolfo Parra Huertas¹

Resumen. La tecnología de tratamiento anaeróbico se ha desarrollado para el tratamiento de aguas residuales principalmente de origen alimentario. El trabajo tuvo como objetivo determinar el comportamiento del sistema de depuración anaerobio cuando se incorporaban altas cargas puntuales de lactosuero. Se utilizó lactosuero ácido el cual alimentaba un sistema de dos etapas, biofiltro anaerobio y reactor UASB. Se manejaron 3 cargas constantes de 5,200 mg DQO/L-día, 7,800 mg DQO/L-día y 10.500 mg DQO/L-día; en cada carga se aplicaron 3 cargas puntuales de lactosuero ácido: 5,700 mg DQO/L-día, 26,300 mg DQO/L-día y 34.200 mg DQO/L-día, cada una con una duración de 24 horas. El tiempo de retención hidráulico del sistema fue 2,9 días; el valor del pH para la influente de las cargas puntuales y constantes fue de 7,0 previamente añadiéndose bicarbonato de sodio, para la efluente, el pH en las cargas constantes fue 7,6 y 7,7 para las cargas puntuales. La temperatura de operación se mantuvo en un intervalo de 15-20 °C. En las cargas constantes (CC) la eliminación de DQO fue 57% y en las cargas puntuales (CP) 82%. En azúcares la eficiencia fue 99% en las CC y CP. En proteína la eliminación fue 64% para las CC y CP 89%. Los ácidos grasos volátiles en las CC tuvieron una concentración de 403 mg/L en el influente y en efluente una concentración de 3.156 mg/L, en las CP la influente presentó concentración de 572 mg/L y para el efluente 4.492 mg/L. El sistema de dos etapas soportó las cargas puntuales hasta 6,5 veces la carga constante sin disminuir sus eficiencias, por el contrario las eficiencias en las variable respuesta estuvieron por encima de las cargas orgánicas constantes, observándose que el sistema propuesto es una buena opción para el tratamiento de agua residual con lactosuero pudiendo soportar descargas de lactosuero puro, por lo que puede ser recomendado a los productores de queso.

Palabras clave: Reactores, digestión anaerobia, lactosuero, carga, eficiencia.

Abstract. Anaerobic treatment technology was developed for wastewater treatment mainly of dietary origin. The work was aimed at determining the behavior of the anaerobic treatment system when incorporating whey high point loads. Acid whey was used, which fed the two-stage system, and anaerobic biofilter reactor UASB. 3 charges were handled constant of 5,200 mg COD / L·day, 7,800 mg COD / L·day and 10.500 mg COD / L·day; on each charge is applied 3 point charges whey acid: 5,700 mg COD / L·day, 26,300 mg COD / L·day and 34,200 mg COD / L·day, each with a duration of 24 hours. The hydraulic retention time of the system was 2.9 days, the pH value for the influent of constant point charges was 7.0 and adding sodium bicarbonate prior to the effluent, the pH at constant loads was 7.6 and 7.7 for loads point. The operating temperature was in the range of 15-20 °C. In the constant loads (CC) elimination of COD was 57% and point charges (PC) 82%. Sugar efficiency was 99% in CA and PC. Protein removal was 64% for CC and CP 89%. Volatile fatty acids in the CC had a concentration of 403 mg/L in the influent and effluent concentration of 3,156 mg/L in the influent introduced the CP concentration of 572 mg/L and the effluent 4,492 mg/L. The two-stage system endured until the point charges 6.5 times the constant load without reducing their efficiency; however, the efficiencies in the response variable were above the constant organic loads, noting that the proposed scheme is a good option for treatment with whey wastewater discharges could bear pure whey, so it can be recommended for cheese producers.

Key words: Reactors, anaerobic digestion, whey, load, efficiency.

La industria láctea genera residuos líquidos, los cuales requieren disposición de una gran cantidad de inversión de capital (Donoso *et al.*, 2009). La mayoría de plantas lácteas no tienen sistemas de tratamiento apropiados para la disposición de lactosuero y el vertimiento de los constituyentes de lactosuero generan una significativa pérdida potencial alimenticio y de energía; además, que se caracterizan por una alta concentración de (Demanda química de oxígeno) DQO y (Demanda biológica de oxígeno) DBO, representando alto contenido orgánico.

Composición y tipos de lactosuero. El lactosuero es definido como "la sustancia líquida obtenida por

separación del coágulo de leche en la elaboración de queso". Es un líquido translúcido verde obtenido de la leche después de la precipitación de la caseína. Existen varios tipos de lactosuero dependiendo principalmente de la eliminación de la caseína, el primero denominado dulce, está basado en la coagulación por la renina a pH 6,5. El segundo llamado ácido resulta del proceso de fermentación o adición de ácidos orgánicos o ácidos minerales para coagular la caseína como en la elaboración de quesos frescos (Parra, 2009). La diferencia entre los dos tipos de lactosuero son el contenido de mineral, la acidez y la composición de la fracción de proteína de lactosuero. Aproximadamente, 9 kg de lactosuero resultan por cada kg de queso producido y el costo asociado con

¹ Profesor Titular. Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia, UPTC. Escuela de Ciencias Químicas. Avenida Central de Norte. Tunja, Colombia. <rparrahuertas@hotmail.com>

Recibido: Octubre 14 de 2009; Aceptado: Febrero 24 de 2010

Rev. Fac. Nac. Agron. Medellín 63(1): 5385-5394. 2010

la disposición de este gran volumen de lactosuero es substancial. Ya que comprende el 80-90% del volumen de la leche durante el proceso de elaboración del queso y contiene cerca del 50% de los sólidos presentes en la leche original, incluyendo 20% de proteína y la mayor de lactosa, minerales y vitaminas hidrosolubles.

El lactosuero está compuesto de lactosa (5%), agua (93%), proteínas (0,85%), minerales (0,53) y una mínima cantidad de grasa (0,36%). El lactosuero causa contaminación ambiental debido a su alta DBO dentro de un rango de 30,000-50,000 mg/L, siendo su disposición difícil y costosa. La presencia de lactosa en el lactosuero es la principal responsable para este valor de DBO alta (Mukhopadhyay *et al.*, 2005).

La producción de lactosuero a nivel mundial genera más de 145 millones de toneladas por año (Donoso *et al.*, 2009), lo anterior justifica el desarrollo de varios métodos de tratamientos para este residuo, a pesar de las diferentes posibilidades de la utilización de lactosuero, aproximadamente la mitad del producido a nivel mundial es descartado sin tratamiento (Donoso *et al.*, 2009).

Digestión anaerobia. Los procesos de digestión anaerobia han sido principalmente aplicados a residuos con alta carga orgánica y aguas residuales, por ejemplo efluentes de vinos, leche y sus derivados, cervezas o lodos de plantas de tratamiento de aguas residuales (Donoso *et al.*, 2009; Montero *et al.*, 2008); involucra la degradación y estabilización de materiales orgánicos bajo condiciones anaerobias por organismos microbianos (Chen *et al.*, 2008); este proceso se basa en un consorcio de poblaciones de microorganismos simbióticos e interdependientes, los cuales son capaces de utilizar un diverso espectro de sustratos en la ausencia de oxígeno para la síntesis de productos finales (Ghaly, 1996); esta degradación anaerobia de materia orgánica puede ser llevada a cabo en un amplio rango de temperaturas incluyendo condiciones termofílicas, mesofílicas y psicofílicas (Tartakovsky *et al.*, 2007). Este proceso ha tenido ventajas como la baja generación de lodos, consumo reducido de energía y alta producción de metano. La principal desventaja de la digestión anaerobia es su lentitud (Montero *et al.*, 2008). Además, con esta tecnología dos efluentes residuales son producidos: biogás (principalmente metano (CH₄) y dióxido de carbono (CO₂)) los

cuales empleados como una fuente de energía, y otra efluente que podría ser utilizada como un acondicionador de suelos debido a sus propiedades fisicoquímicas (Montero *et al.*, 2008).

El proceso de digestión anaerobia consiste en la transformación de la materia orgánica a través de una serie de reacciones bioquímicas, en un biogás con un alto contenido de CH₄, que puede ser aprovechado como fuente de energía y un efluente sólido, con excelentes características para ser utilizado como fertilizante para el suelo (Mascad y Zhang, 2010). Durante la primera etapa, participan las bacterias hidrolíticas, encargadas de romper los polímeros orgánicos (polisacáridos, proteínas, y lípidos) para convertirlos a monómeros tales como los ácidos grasos volátiles de cadena larga, los alcoholes, el hidrógeno (H₂) y el CO₂; posteriormente intervienen las bacterias fermentativas o acidogénicas que transforman los productos formados durante la hidrólisis en ácido acético y compuestos intermedios como el etanol, el ácido láctico, el ácido propiónico, el ácido fórmico y el ácido butírico, además de H₂ y el CO₂. Estos productos son convertidos en acetato, H₂ y el CO₂ por las bacterias acetogénicas. Finalmente, el CH₄ es producido por las bacterias metanogénicas a partir del acetato, el H₂ y el CO₂ (Sandoval *et al.*, 2007).

Reactores anaeróbicos. Los reactores anaeróbicos son una alternativa atractiva para el tratamiento de aguas residuales (Donoso *et al.*, 2009), están incrementándose para el tratamiento de varios tipos de aguas residuales por sus costos operacionales bajos, requerimientos de espacio pequeño, alta eficiencia en la eliminación de carga orgánica y producción baja de lodos, combinada con un beneficio neto de energía a través de la producción de biogás. El reactor anaerobio de cama de lodos de flujo ascendente (UASB) y biofiltro anaeróbico son los reactores anaeróbicos más frecuentemente utilizados (Rajinikanth *et al.*, 2008).

Reactor anaerobio de cama de lodos de flujo ascendente (UASB). Es un reactor anaerobio alimentado por la parte inferior, puede ser dividido en 4 compartimentos (de abajo hacia arriba): cama de lodos, zona fluidizada, separador de gas líquido y el compartimento de sedimentación (Kalogo y Verstraete, 1999). El funcionamiento se basa en la formación de un lecho de lodo biológico constituido por los microorganismos responsables de realizar la digestión anaerobia (Kalogo y Verstraete,

1999); La forma granular del lodo evita que los microorganismos sean evacuados del reactor por el flujo ascendente del agua.

El reactor UASB así como el de otros sistemas, ha encontrado buena aplicación en el tratamiento de aguas residuales basadas en la industria papelera, industria textilera, residuos de refinería petroquímica e industrias alimentarias que incluyen residuos de frutas y vegetales, refinería de aceites comestibles, derivados lácteos, industria cárnica, producción de azúcar y almidón, procesamiento de productos marinos, y fermentaciones (Chen *et al.*, 2008; Monroy *et al.*, 2000; Fuentes *et al.*, 2007; Kamah *et al.*, 2010).

El reactor UASB es uno de los procesos más comúnmente utilizado para la recuperación de aguas residuales con más de 500 instalaciones tratando un amplio rango de aguas residuales industriales (Nuntakumjorn *et al.*, 2008). Este reactor fue primero introducido para optimizar el tratamiento anaerobio de aguas residuales agroindustriales (Kalogo y Verstraete, 1999) que contenían una concentración media-alta de materiales orgánicos (Chiu-Yue *et al.*, 2001). La aplicación de tecnología UASB para el tratamiento de residuos está rápidamente creciendo en América Latina, con recientes experiencias en Argentina, Brasil, Colombia, Guatemala y México, donde el 45% de todos los reactores anaerobios están frecuentemente tratando residuos, incluyendo el reactor más grande (83.700 m³) (Seghezzo *et al.*, 1998).

Los reactores del tipo UASB presentan una serie de ventajas: bajos requerimientos de nutrientes, ahorro eléctrico (no transferencia de O₂), beneficios de productos como el metano utilizado, niveles de eficiencia altos en eliminación de materia orgánica (Bermúdez *et al.*, 2003).

La mayoría de reactores a gran escala han sido diseñados para el tratamiento de aguas residuales donde los carbohidratos son los principales contaminantes. Sin embargo, algunas aguas residuales agroindustriales contienen también una fracción significativa de proteínas, las cuales son los principales componentes responsables de la DQO en las efluentes de reactores anaeróbicos (Fuentes *et al.*, 2007).

El objetivo de este trabajo consistió en determinar el comportamiento del sistema de depuración anaerobio, cuando se incorporaban altas cargas

puntuales de lactosuero, teniendo en cuenta que se pretendía simular las condiciones verdaderas de temperatura ambiente.

MATERIALES Y MÉTODOS

Localización. Esta investigación se realizó en los laboratorios del Centro de Investigaciones en Ciencia y Tecnología de los Alimentos del Instituto de Ciencias Agropecuarias de la Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo en México.

Materiales

Lactosuero. El lactosuero ácido en este estudio fue obtenido de la Empresa Pronilac. Las muestras fueron proporcionadas desde la empresa, colectadas en contenedores de 10 L y llevada diariamente al laboratorio, refrigerada y almacenada a 4 °C para evitar la acidificación y cambios en la composición química del lactosuero. Durante la fase de adaptación, lactosuero diluido a pH 6,5 fue alimentado al reactor. Basados en la necesidad del experimento, varias diluciones de lactosuero fueron preparadas utilizando agua destilada. El pH del lactosuero fue ajustado a 7, utilizando bicarbonato de sodio puro. En la Tabla 1 se observan las características fisicoquímicas y microbiológicas del lactosuero ácido proveniente de Pronilac, utilizado para este trabajo.

Lodos. Los lodos anaeróbicos granulados utilizados como base en el sistema fueron tomados de la planta de tratamiento de agua residual local. Los lodos anaeróbicos fueron aclimatados para la degradación de lactosuero, durante el periodo de inicio del sistema a través de la continua operación del sistema alimentado con lactosuero durante 6 meses.

Operación de reactor. Se utilizó un sistema de dos etapas formado por dos reactores: biofiltro anaerobio y un reactor UASB; el biofiltro anaerobio de capacidad de volumen 2,5 L fue inoculado al 40% de su capacidad con lodos anaerobios previamente adaptados, y con un tiempo de retención hidráulico (TRH) de 1,9 días; el reactor UASB tuvo capacidad de volumen de 2,5 L inoculado con 25% de lodos anaerobios, y un tiempo de retención hidráulico de 2,9 días; el sistema trabajo a condiciones de temperatura ambiente de laboratorio (15-20 °C) simulando condiciones verdaderas de trabajo a nivel de planta puesto que posteriormente el experimento se realizaría a escala real para el tratamiento de lactosuero de la ciudad.

Tabla 1. Características fisicoquímicas y microbiológicas del lactosuero ácido proveniente de Pronuilac.

Parámetro	Promedio
Proteína soluble	8,7-9,4 g/L
Azúcares totales	44,4-47,3 g/L
Acidez	20,2-21,6 Dornic
pH	5,6-5,7
Mesófilos aerobios	4,1x10 ⁷
Bacterias ácido lácticas	2,9 x10 ⁷
Coniformes fecales	1,9 x10 ⁷

Los reactores fueron alimentados con lactosuero a diferentes cargas orgánicas, cada uno a través de una bomba hidráulica, siendo el efluente del biofiltro la

influyente del reactor UASB, para finalmente obtener agua residual, el esquema puede ser observado en la Figura 1.

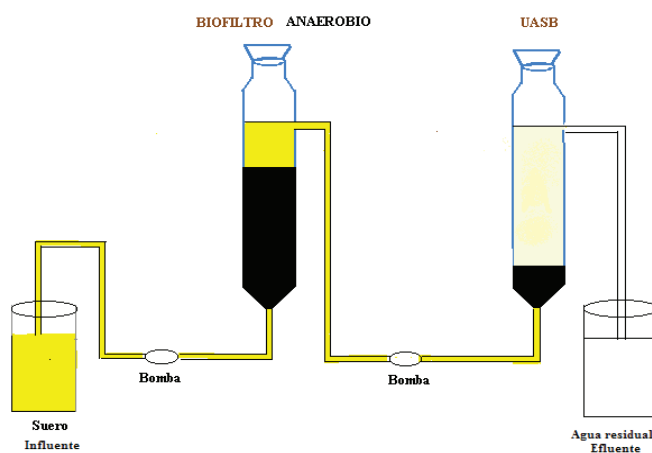


Figura 1. Diagrama esquemático del sistema Biofiltro-reactor UASB propuesto para el tratamiento de aguas residuales de origen orgánico.

Se manejaron 3 cargas orgánicas constantes de lactosuero: 5.200 mg DQO/L·día, 7800 mg DQO/L·día y 10.500 mg DQO/L·día, cada carga se mantuvo alimentando por 22 días aproximadamente, manteniéndose constante hasta el final del experimento; a cada una de estas 3 cargas y durante el tiempo indicado, se aplicaron a su vez 3 cargas puntuales: 15,700 mg DQO/L·día, 26,300 mg DQO/L·día y 34,200 mg DQO/L·día, la duración de cada una de las cargas puntuales fue de 24 horas, una vez finalizado ese tiempo se dejaba que el sistema se recuperara y de nuevo se aplicaba otra carga puntual diferente. El reactor fue continuamente operado por 70 días. Tanto al influente como al efluente se les determinaron los siguientes análisis:

- Demanda química de oxígeno: método espectrofotométrico pH.
- Azúcares totales: método espectrofotométrico.
- Proteína: método espectrofotométrico (Bradford, 1976).
- Amonio: método electroforesis capilar (Cahours *et al.*, 1998).
- Ácidos grasos volátiles - AGV (ácido acético, propiónico, butírico): método electroforesis capilar.

La cuantificación de AGVs y amonio se hizo mediante un equipo de electroforesis capilar marca Beckman-Coler. Las muestras se centrifugaron a 6000 rpm durante quince minutos y filtradas por medio de un filtro de 0,45 µm. Se preparó solución buffer para AGVs (ácido benzoico

10 mM, TTAB 1 mM e histidina 10 mM) ajustando el pH a 6 con una solución de hidróxido de sodio 4 N. El buffer utilizado para la determinación de amonio fue una solución de imidazol en una concentración 10 mM ajustando el pH con una solución de ácido acético 1 M.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Figura 2 se observa que la eficiencia de degradación en la carga constante de 5200 mg DQO/

L·día de lactosuero fue del 51%, para la segunda carga constante de 7800 mg DQO/L·día y la tercera carga constante de 10500 mg DQO/L·día de lactosuero la eficiencia fue del 60%. El sistema de depuración anaerobio se mantuvo estable con las cargas puntuales a la que fue sometido durante el experimento.

De otro lado, la eficiencia en las cargas puntuales de 5.200 mg DQO/L·día y 7.800 mg DQO/L·día de lactosuero tuvieron en promedio 80% de eficiencia

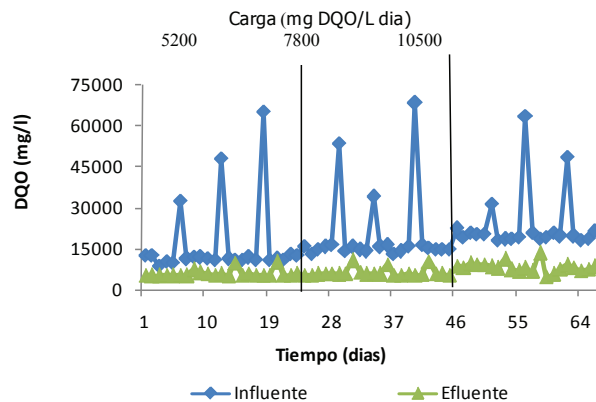


Figura 2. Comportamiento DQO en un sistema anaerobio a diferentes cargas.

en las cargas puntuales manejadas (15.700, 26.300, y 34.200 mg DQO/L·día), mientras que para la tercera carga (10.500 mg DQO/L·día) la eficiencia en las cargas puntuales (15.700, 26.300 y 34.200 mg DQO/L·día) fue en promedio de 76%; lo anterior permite establecer que el sistema es estable a descargas 6,5 veces mayores a su carga promedio.

Los resultados obtenidos en eficiencia de DQO de la Figura 2 son de 67% aproximadamente muy cercanos a los observados por otros estudios de autores como: Monroy *et al.* (2000), Malaspina *et al.* (1996) y Rico *et al.* (1991), allí se obtuvieron eficiencias cercanas a 70%; estos resultados son justificados por el hecho de que estos autores manejaron temperaturas entre 35 y 37 °C y en esta investigación las condiciones fueron a temperaturas de ambiente (15-20 °C). Al respecto Parkin y Owen (1986) mencionan que una de las condiciones óptimas para la eficiente digestión es la temperatura, cualquiera de los dos rangos mesofílica (30-38 °C) o la termofílica (50-60 °C). Los estudios realizados por Najafpour *et al.* (2008) trabajaron con lactosuero alimentando el reactor UASB con una concentración de 7000-20000 mg COD/L durante 27 días; al día 7 de estudio la efluente

presentó 65% de eficiencia, al día 10 de operación 30% de eficiencia, día 15, 60% de eficiencia, día 18, 35% de eficiencia, y al último día de estudio 65% de eficiencia.

La Figura 3 muestra el comportamiento de los azúcares totales en el sistema biofiltro - reactor UASB durante su degradación. Se observa que se llevó a cabo una total degradación de los carbohidratos por parte del consorcio microbiano encapsulados en los lodos anaerobios; sin importar la carga constante manejada y ni la carga puntual tuvo una eficiencia de degradación mayor al 98% en el efluente; estos resultados son similares a los obtenidos por Vidal *et al.* (2000) que encontraron eficiencias en un rango de 92-100%, estos mismos autores mencionan además, que la biodegradación de carbohidratos (como lactosa) es más rápida y casi total en condiciones anaerobias, de allí su alta degradación.

Najafpour *et al.*, 2008 encontraron porcentajes degradación de azúcares de 80-85% a un TRH de 36 horas, además se estableció que a medida que aumentaba la DQO el porcentaje de degradación de azúcares disminuía gradualmente.

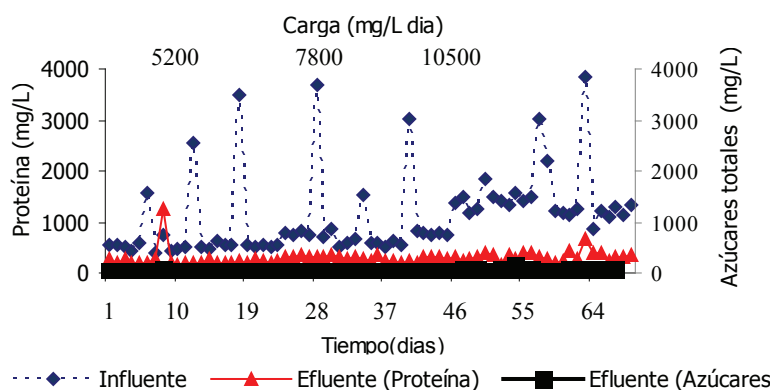


Figura 3. Comportamiento de la proteína y azúcares totales en un sistema anaerobio a diferentes cargas.

La Figura 3 muestra el comportamiento de la proteína, se observa que la eficiencia de degradación en la carga de 5.200 mg DQO/L·día y 7.800 mg DQO/L·día de lactosuero fue 61% aproximadamente, mientras que para la tercera carga (10.500 mg DQO/L·día) fue 73% en eficiencia; para las cargas puntuales 15.700, 26.300 y 34.200 mg/L·día DQO manteniendo en las carga de 5.200, 7.800 y 10.500 mg DQO/L·día, el promedio de eficiencia para proteína fue 89, 86 y 91% respectivamente; estos resultados son menores comparados con los hallados por Vidal *et al.* (2000), donde al manejar cargas de 5.400, 6.400, 10.900 y 16.400 mg DQO/L·día las eficiencias fueron del 95, 95, 92 y 90% respectivamente, estas diferencia de eficiencias es quizás debido a lo que afirman Parkin y Owen (1986) quienes mencionan que el material proteico es degradado más completamente a temperaturas termofílicas, de acuerdo a Vidal *et al.* (2000) en condiciones anaerobias la hidrólisis de proteínas es más lenta que la hidrólisis de carbohidratos, la eficiencia de degradación en proteína es menor a la de carbohidratos en condiciones

anaerobias debido a que la hidrólisis de proteínas es más lenta que la hidrólisis de carbohidratos.

Un compuesto relacionado con la degradación de proteínas es el amonio; Chen *et al.* (2008), mencionan que el amonio es producido por la degradación biológica de materia nitrogenada, principalmente proteína y urea. Un exceso de concentración de amonio puede atravesar difusamente dentro de la célula, causando un desbalance de protones y/o deficiencia de potasio; para las cargas de 5.200; 7.800 y 10.500 mg DQO/L·día se obtuvo una concentración de 208, 282 y 343 mg/L de amonio respectivamente; para las cargas puntuales de 15.700; 26.300 y 34.200 mg DQO/L·día el promedio de amonio fue 509, 468 y 549 mg/L respectivamente; lo anterior, puede ser observado en la Figura 4.

Concentraciones de amonio entre 200-1.000 mg/L son satisfactorias en digestores anaerobios, mientras que concentraciones arriba de 3.000 mg/L han sido

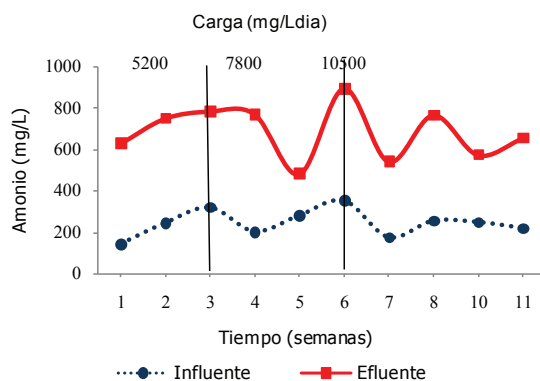


Figura 4. Efecto de las diferentes cargas en la producción de amonio.

observadas como fuertemente inhibidores según Parkin y Owen (1986); además, que es considerado el amonio como estimulador debido a que el nitrógeno es un nutriente esencial; en otros trabajos como los de Vidal *et al.* (2000); Malaspina *et al.* (1996) se observaron valores máximos de amonio de 1.196 mg/L, lo anterior permite establecer que las concentraciones de amonio en este trabajo y en el nuestro estuvieron en un nivel normal.

Una vez los complejos orgánicos son hidrolizados, ellos son fermentados a cadenas largas, ácidos orgánicos, azúcares, aminoácidos, y eventualmente a pequeños ácidos orgánicos como propiónico, butírico y ácido valérico (Parkin y Owen, 1986). El comportamiento de ácidos grasos volátiles se detalla en la Figura 5, se

observa que a mayor carga puntual hay una mayor concentración de AGVs en el efluente del sistema. En el sistema la influente tuvo en promedio 530 mg/L de AGVs y para el efluente el promedio fue 4.158 mg/L de AGVs, Se han encontrado concentraciones de AGVs cerca de 6.000 mg/L, estas son menores a las tres cargas puntuales, al respecto Malaspina *et al.* (1996) e Inanc *et al.* (1999) mencionan que las poblaciones metanogénicas pueden tolerar concentraciones de ácido acético, ácido propiónico y ácido butírico superior a 10.000 mg/L, además es un valor indicativo que permite suponer que la digestión anaerobia marcha bien; al respecto Parkin y Owen (1986), han mencionado que concentraciones de ácidos volátiles arriba de 6.000 mg/L pueden ser toleradas.

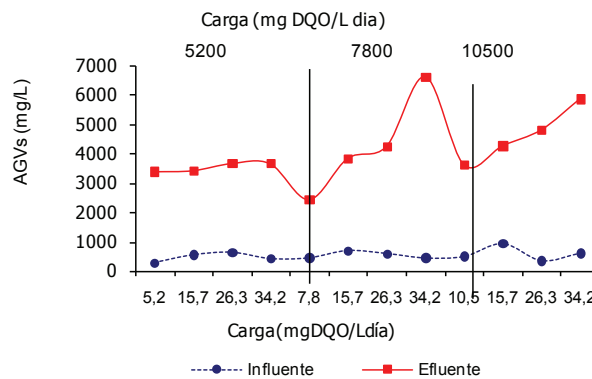


Figura 5. Comportamiento de AGV en un sistema anaerobio a diferentes cargas.

En la Figura 6 se muestra el comportamiento de pH durante el experimento, para la carga de 5.200, 7.800 y 10.500 mg DQO/L·día los valores de pH fueron 7,3; 7,7 y 7,9

respectivamente, para las cargas puntuales en las carga de 5.200, 7.800 y 10.500 mg DQO/L·día el promedio de los valores de pH fueron de 7,4; 7,9 y 7,8 respectivamente.

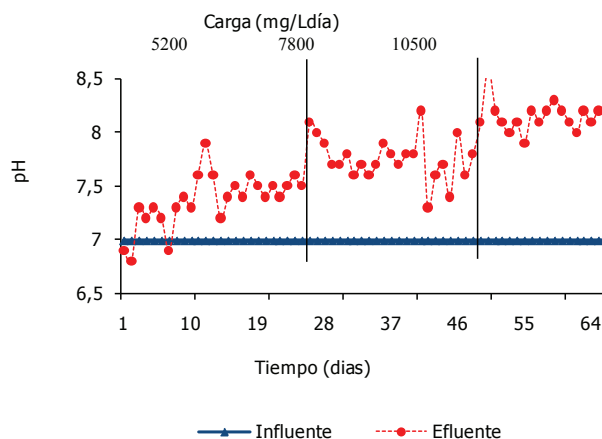


Figura 6. Comportamiento del pH en un sistema anaerobio a diferentes carga.

El pH es una de las variables más importantes, el mantenimiento en un rango apropiado es requerido para una digestión anaerobia eficiente, generalmente el rango aceptado para una eficiencia es pH en promedio 6,5-7,6 según Parkin y Owen (1986), y de 6,7-7,4 según Rajeshwari *et al.* (1998); estos datos son cercanos a los obtenidos en este trabajo en el efluente.

En la Tabla 2 se muestran los valores para la alcalinidad presentada durante el experimento, Ghaly *et al.* (2000), en su investigación afirmaban que la alcalinidad en la digestión anaerobia que se recomienda debe estar entre 2.500 – 5.000

mg/L de CaCO_3 , Álvarez *et al.*, (2010) mencionaron que esta alcalinidad es necesaria para evitar disminución de pH debido a la acumulación de ácido grasos volátiles, pudiendo estar en un rango de 2.000 a 18.000 mg CaCO_3 /L; comparándose este rango sugerido por Ghaly *et al.* (2000) y los datos de este experimento se puede ver que los valores de alcalinidad están dentro del parámetro permitido para una buena digestión, estos resultados permiten ver que el reactor UASB tiene una mayor alcalinidad esto quiere decir que tiene una mayor capacidad de neutralizar el exceso de ácidos orgánicos y mantener constante el pH (Ghaly *et al.*, 2000).

Tabla 2. Alcalinidad a diferentes cargas orgánicas.

Carga mgDQO/L·día	Biofiltro PROMEDIO (mg/L)	UASB PROMEDIO (mg/L)
5.200	3.401	3.937
7.800	3.618	4.824
10.500	3.456	4.749

En la Tabla 3 se puede ver que aumentó en 6 veces el valor de grasa para el biofiltro, es decir retuvo en gran de la efluente, mientras que para el reactor UASB el aumento en la grasa fue mínimo cumpliendo el biofiltro la función de retener grasa como lo mencionan Saavedra *et al.* (2005), igualmente en la Tabla 3 se puede observar que

los sólidos totales y fijos tanto en el biofiltro como reactor UASB disminuyeron al final del experimento, los sólidos volátiles aumentaron en ambos reactores; sin embargo, en el biofiltro fue mayor posiblemente debido al aumento notable de grasa que retenía durante el experimento como lo describe Saavedra *et al.* (2005).

Tabla 3. Análisis de lodos para el biofiltro y reactor UASB.

PARÁMETRO	INICIO		FINAL	
	BIOFILTRO	UASB	BIOFILTRO	UASB
Grasa	1,13%	0,67%	7,19 %	0,69 %
Alcalinidad (mg CaCO_3 /L)	1.877	3.196	3.154	4.432
Sólidos totales	62.985 mg/L	55.484 mg/L	58.185 mg/L	53.280 mg/L
Sólidos volátiles	52.264 mg/L	27.941 mg/L	55.265 mg/L	28.620 mg/L
Sólidos fijos	10.721mg/L	27.543 mg/L	2.920 mg/L	24.660 mg/L

CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos muestran que el sistema formado por biofiltro-reactor UASB es una opción viable para el tratamiento de aguas residuales que contienen lactosuero, con eficiencias de degradación de DQO en promedio de 56% en las cargas orgánicas constantes y 78% en eficiencia de DQO en las cargas puntuales.

El sistema de dos etapas biofiltro reactor UASB mostró no ser afectado por cargas puntuales hasta 35.000 mg DQO/L·día con eficiencias de 80% en la DQO.

El sistema de depuración anaerobio mantuvo sus eficiencias a diferentes cargas orgánicas constantes de 5200, 7.800 y 10.500 mg DQO/L·día y cargas puntuales (15.700, 26.300 y 3.200 mg DQO/L·día).

La degradación de carbohidratos fue del 99% en las cargas constantes orgánicas y cargas puntuales orgánicas, mientras que para proteínas, la eficiencia fue de 64% para las cargas constantes orgánicas y para las cargas puntuales la eficiencia en promedio fue 88%.

RECOMENDACIONES

Se sugiere llevar a cabo una digestión anaerobia de lactosuero utilizando temperaturas termofílicas con el fin de aumentar la eficiencia en la degradación de materia orgánica.

BIBLIOGRAFÍA

Álvarez, J., L. Otero and J. Lema. 2010. A methodology for optimising feed composition for anaerobic co-digestion of agro-industrial wastes. *Bioresource Technology* 101(4): 1153–1158.

Bermúdez, R., S. Rodríguez, M. Martínez y A. Terry. 2003. Ventajas del empleo de reactores UASB en el tratamiento de residuales líquidos para la obtención de biogas. *Tecnología Química* 23(2): 37-44.

Bradford, M. 1976. A rapid and sensitive method for the quantitation of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein-dye binding. *Analytical Biochemistry* 72(1-2): 248-254.

Cahours, X., P. Morin and M. Dreux. 1998. Quantitative determination of inorganic minor cations in sodium-

calcium-magnesium-matrix simulated samples by capillary electrophoresis. *Journal of Chromatography* 810(1-2): 209-220.

Donoso, A., M. Carballa, G. Ruiz and R. Chamy. 2009. Treatment of low strength sewage with high suspended organic matter content in an anaerobic sequencing batch reactor and modeling application. *Electronic Journal of Biotechnology* 12(3):1-10.

Chen, Y., J. Cheng and K. Creamer. 2008. Inhibition of anaerobic digestion process: A review. *Journal Bioresource Technology* 99(10): 4044–4064.

Chiu-Yue, L., C. Feng-Yun and K. Creamer. 2001. Treatment of wastewaters using an upflow anaerobic sludge blanket reactor. *Journal Water Environment Research* 73: 194-201.

Fuentes, M., N. Scenna, P. Aguirre and M. Mussati. 2007. Anaerobic digestion of carbohydrate and proteinbased wastewaters in fluidized bed bioreactors. *Latin American Applied Research* 37:235-242.

Ghaly, A.E. 1996. A comparative study of anaerobic digestion of acid cheese whey and dairy manure in a two stage reactor. *Journal Bioresource Technology* 58(1): 61-72.

Ghaly, A., D. Ramkumar, S. Sadaka and J. Rochon. 2000. Effect of reseeded and pH control on the performance of a two-stage mesophilic anaerobic digester operating on acid cheese whey. *Canadian Agricultural Engineering* 42 (4):173-183.

Inanc, B., S. Matsui and S. Ide. 1999. Propionic acid accumulation in anaerobic digestion of carbohydrates: An investigation on the role of hydrogen gas. *Water Science and Technology* 40(1): 93-100.

Kalogo, Y. and W. Verstraete. 1999. Development of anaerobic sludge bed (ASB) reactor technologies for domestic wastewater treatment: motives and perspectives. *World Journal of Microbiology and Biotechnology* 15(5): 523-534.

Kamah, H., A. Tawfik, M. Mahmoud and H. Halim. 2010. Treatment of high strength wastewater from fruit juice industry using integrated anaerobic/aerobic system. *Desalination* 253(1-3): 158–163.

- Malaspina, F., C. Cellamare, L. Stante and A. Tilche. 1996. Anaerobic treatment of cheese whey with a downflow-upflow hybrid reactor. *Bioresource Technology* 55(2): 131-140.
- Mashad, H. and R. Zhang. 2010. Biogas production from co-digestion of dairy manure and food waste. *Bioresource Technology* 101(11): 421-428.
- Monroy, O., G. Fama, M. Meraz, L. Montoya and H. Macarie. 2000. Anaerobic digestion for wastewater treatment in Mexico: state of the technology. *Water Resources* 34(6): 1803-1816.
- Montero, B., J. Garcia, D. Sales and R. Solera. 2008. Evolution of microorganisms in thermophilic-dry anaerobic digestion. *Bioresource Technology* 99(8): 3233-3243.
- Najafpour, G., B. Hashemiyeh, M. Asadi and M. Ghasemi. 2008. Biological treatment of dairy wastewater in an upflow anaerobic sludge-fixed film bioreactor. *American-Eurasian Journal Agricultural and Environmental Science* 4(2): 251-257.
- Nuntakumjorn, B., W. Khumsalud, N. Vetsavas, T. Sujjaviriyasup and C. Phalakornkule. 2008. Comparison of sludge granule and UASB performance by adding chitosan in different forms. *Journal Science* 35(1): 95-102.
- Parkin, G. and W. Owen. 1986. Fundamentals of anaerobic digestion of wastewater sludge. *Journal of Environmental Engineering* 112(5): 867-915.
- Parra, R. 2009. Lactosuero: importancia en la industria de alimentos. *Revista Facultad Nacional de Agronomía* 62(1): 4967-4982.
- Rajeshwari, K., A. Kansas and K. Lata. 1998. Anaerobic digestion technologies for energy recovery from industrial wastewater- a study in Indian context. *TERI. Information Monitor on Environmental Science* 3(2).
- Rajinikanth, R., I. Ramírez, J. Steyer, I. Mehrotra, P. Kumar, R. Escudie and M. Torrijos. 2008. Experimental and modeling investigations of a hybrid upflow anaerobic sludge-filter bed (UASFB) reactor. *Water Science & Technology* 58(1): 109-117.
- Rico, J., P. García and F. Polanco. 1991. Anaerobic treatment of cheese production wastewater using a UASB reactor. *Bioresource Technology* 37(3): 271-276.
- Saavedra, P., R. Campos, M. Cisneros, O. Monroy, R. Rodríguez y J. Pimentel. 2005. Degradación de lactosuero ácido a diferentes concentraciones en un biofiltro hidrolítico. *Memorias en extenso del XXVI Encuentro Nacional AMIDIQ. Acapulco, México.*
- Sandoval, C., M. Carreño, E. Castillo y M. Vergara. 2007. Caracterización microbiológica de lodos anaerobios utilizados en el tratamiento de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos. *Scientia et Technica* 35: 509-514.
- Seghezzo, L., G. Zeeman, J. Van Lier, V. Hamelers and G. Lettinga. 1998. A review: the anaerobic treatment of sewage in UASB and EGSB reactors. *Bioresource Technology* 65: 398-407.
- Health Association (APHA)/American Water Works Association/Water Pollution Control Federation. 1992. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. American Public, 18th edition. Washington DC, USA.
- Tartakovsky, B., E. Morel, P. Dansereau, M. Perrier and S. Guiot. 2007. Control of an anaerobic mesophilic reactor using periodic temperature variations. *10 International IFAC Symposium on Computer Applications in Biotechnology. México.*
- Vidal, G., A. Carvalho, R. Mendez and J. Lema. 2000. Influence of content in fats and proteins on the anaerobic biodegradability of dairy wastewaters. *Bioresource Technology* 74(3): 231-239.