

Original

DISEÑO DE UN REACTOR UASB COMO SEGUNDA ETAPA DE UN SISTEMA EFICIENTE PARA EL TRATAMIENTO DE RESIDUALES PORCINOS

Design of a UASB reactor as second stage of an efficient system for the treatment of pig wastes

Dr. C. Yans Guardia-Puebla, Universidad de Granma, yguardiap@udg.co.cu, Cuba

Dr. C. Yoandro Rodríguez- Ponce, Universidad de Granma, yguardiap@udg.co.cu, Cuba

Ing. Omar Garcés-Peña, Universidad de Granma, yguardiap@udg.co.cu, Cuba

Recibido: 16/05/2017- Aceptado: 02/06/2017

RESUMEN

La digestión anaerobia (DA) es una técnica efectiva para tratar los residuales porcinos; no obstante, los efluentes líquidos de los biodigestores de baja tasa presentan todavía altos niveles de contaminación, los cuáles pueden ser eficientemente tratados en un reactor de alta tasa como los reactores UASB. La carga orgánica contaminante del efluente líquido del biodigestor anaerobio presenta valores aproximados de $1,0 \text{ kg m}^{-3}$, los cuáles son altamente contaminantes y presentan potencialidades para obtener aún altos volúmenes de biogás. Como segunda etapa de un eficiente sistema de tratamiento de residuales porcinos para la granja "Pedregales" se propone la construcción de un reactor anaerobio UASB de $38,4 \text{ m}^3$, el cual alcanzaría eficiencias de remoción de contaminantes mayores al 76 % y una producción de biogás de aproximadamente $17,9 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$. La combinación de un biodigestor anaerobio y seguido de un reactor avanzado UASB permitirá obtener altas eficiencias de remoción de contaminantes y, a la vez, alcanzar altas producciones de biogás, el cual modifica el actual paradigma de tratamiento de los residuales porcinos en Cuba.

Palabras clave: Reactor UASB, diseño, residuales porcinos.

ABSTRACT

Anaerobic digestion (AD) is an effective technique to treat pig wastes; however, liquid effluents from low-rate anaerobic biodigesters still exhibit high levels of contamination, which can be efficiently treated in a high-rate reactor such as UASB reactors. The organic pollutant load of the liquid effluent from the anaerobic biodigester has values of approximately 1.0 kg / m^3 , which are highly polluting and have the potential to obtain high volumes of biogas. As a second step of an efficient pig waste treatment system for the Pedregales farm, the construction of an UASB

anaerobic reactor of 38,4 m³ is proposed, which would achieve pollutant removal efficiencies greater than 76% and a biogas production of approximately 17,9 m³ d⁻¹. The combination of an anaerobic biodigester followed by an advanced UASB reactor will allow high efficiencies of pollutant removal and high biogas production, which modifies the current paradigm of treatment of pig wastes in Cuba.

Keywords: UASB reactor, design, pig wastes.

INTRODUCCIÓN

La eficiencia en el tratamiento de residuos porcinos por DA depende de la estabilidad de dicho proceso dada por la actividad de una población mixta de bacterias anaeróbicas, cuya interrupción puede causar un rápido incremento en la concentración de los ácidos grasos volátiles (AGV) y el pH, con el consecuente decremento en la producción de biogás (Raposo et al., 2011). De ahí la importancia a la hora de crear una tecnología para el tratamiento de un residual en específico, o la mezcla de varios, se debe de tener en cuenta evaluar algunos parámetros físicos-químicos en todas las partes del proceso. La digestión anaeróbica, también llamada bio-gasificación o la producción del biogás, es una plataforma versátil de tecnología que sirve para muchos propósitos en industria y la sociedad, fundamentalmente dedicada a la producción de energía renovable. Además, los incentivos políticos, económicos y ambientales recientes buscan promover su aplicación en los procesos agroindustriales, motivados principalmente por la reducción del impacto ambiental y la reutilización de los nutrientes (Madsen et al., 2011; Nakata et al., 2011).

Mediante la ejecución de un proyecto empresarial, en la granja porcina “Pedregales”, perteneciente al MININT, Granma, fue construido un biodigestor anaerobio para el tratamiento de los residuales generados, los cuáles son, aproximadamente, más de 82 m³ d⁻¹. El sistema de tratamiento genera diariamente 376 m³ d⁻¹ de biogás, el cual es comprimido para su posterior uso como combustible para la generación de electricidad. No obstante, por las características del biodigestor anaerobio, el cual es un diseño de baja tasa, las eficiencias de tratamiento de los residuales del sistema son bajas (inferiores a un 60 %). Además, el efluente obtenido presenta características contaminantes al medio ambiente y con potencialidades de poder obtener aún importantes volúmenes de producción de biogás.

Dentro de los reactores de alta tasa, el reactor de manto de lodos y flujo ascendente (UASB, por sus siglas de inglés *Upflow Anaerobic Sludge Blanket*) es, hasta el momento, el más robusto para tratamiento de aguas residuales, por eso existen más de 1000 reactores UASB

instalados y funcionando en todo el mundo (Chong et al., 2012). El uso del concepto UASB, como segunda etapa de un sistema de tratamiento eficiente de residuales porcinos, sería una solución tecnológica factible a las actuales estrategias implementadas en varias zonas de nuestro país; por tanto, el objetivo de este trabajo es diseñar un reactor anaerobio UASB para dar tratamiento al efluente líquido del biodigestor anaerobio de la granja porcina “Pedregales”.

MATERIALES Y MÉTODOS.

Caracterización de la Granja “Pedregales” de la Empresa Agropecuaria Industrial del MININT, Granma.

La Granja “Pedregales” de la Empresa Agropecuaria Industrial del MININT, está ubicada en el poblado de Peralejo en la carretera vía Manzanillo, en la ciudad de Bayamo. La entidad se encarga principalmente a la cría intensiva de cerdos, además de la elaboración de productos como la fabricación de piensos para el alimento porcino. Debido a esto, en la granja se genera un volumen contaminante considerable de origen orgánico el cual es necesario tratar. Como parte del proyecto, se encuentra instalado un grupo electrógeno (Marca STEMAC) para la generación de energía eléctrica a partir del biogás, para el autoabastecimiento de la granja y la venta a la empresa eléctrica.

Antes de ser utilizado el biogás por el grupo electrógeno éste es filtrado mediante un sistema de purificación de gas, con el objetivo de reducir o eliminar las trazas de H_2S para lograr así una mayor eficiencia de generación y evitar la corrosión de los equipos. Sin embargo, el efluente líquido el sistema de tratamiento implementado presenta características contaminantes y con potencialidades de poder obtener aún importantes volúmenes de producción de biogás. Por tanto, se propone la inserción de un reactor UASB, como segunda parte del sistema de tratamiento, para tratar a esos efluentes líquidos e incrementar el potencial de generación de energía eléctrica mediante el incremento de la producción de biogás.

Metodología de cálculo de los parámetros principales de un reactor anaerobio avanzado UASB.

A continuación, se presenta un resumen de las variables que corresponden al diseño de un reactor anaerobio UASB (Tabla 1).

Nombre	Simbología	Unidad de medida
Caudal medio	Q_{medio}	$m^3 d^{-1}$
Concentración de la demanda química de oxígeno (DQO_{medio})	$S_{0-UASB-DQO}$	$mg L^{-1}$
Carga orgánica del afluente	$L_{0-UASB-DQO}$	$Kg d^{-1}$

Tiempo de retención hidráulica	TRH	h
Volumen total del reactor UASB	V_T	m^3
Número de reactores	N_r	-
Volumen de cada rector	V_r	m^3
Altura del reactor	H	m
Área total	A_T	m^2
Área de cada rector	A_r	m^2
Área de influencia de cada distribuidor	A_d	m^2
Carga hidráulica volumétrica	CHV	$m^3 m^{-3}_{reactor} d^{-1}$
Carga organica volumétrica	COV	$kg DQO m^{-3} d^{-1}$
Velocidad superficial de flujo	V_s	$m h^{-1}$
Estimación de la influencia de remoción del sistema	E_{DQO}	-
Estimación de la concentración de DQO en el efluente	$S_{UASB-DQO}$	$mg L^{-1}$
Estimación de la producción de metano	DQO_{CH_4}	$kg d^{-1}$
Coeficiente de producción de sólidos en el sistema, en términos de DQO	Y_{obs}	$kgDQO_{lodo} kgDQO_{apl}^{-1}$
Factor de corrección para la temperatura operacional del reactor	$f(T)$	$kgDQO m^{-3}$
Presión atmosférica	P	atm
DQO correspondiente a un mol de CH_4	K_{DQO}	$64 gDQO mol^{-1}$
Constante de los gases	R	$0.08206 atm L mol^{-1} K^{-1}$
Temperatura operacional del reactor	T	$^{\circ}C$
Producción volumétrica de metano	Q_{CH_4}	$m^3 d^{-1}$
Producción volumétrica de biogás	$Q_{biogás}$	$m^3 d^{-1}$
Concentración de metano en el biogás, usualmente de orden de 60 - 70%	C_{CH_4}	%

Tabla 1. Variables para el diseño del reactor anaerobio avanzado UASB.

Metodología de diseño del reactor anaerobio avanzado UASB.

El sistema anaerobio fue diseñado con el software SolidWorks 2014.

A continuación, se muestra la metodología de diseño de un reactor anaerobio UASB para el tratamiento de aguas residuales soluble y parcialmente soluble.

Carga orgánica del afluente.

Diseño de un reactor UASB

$$L_{0-UASB-DQO} = S_{0-UASB-DQO} \times Q_{\text{medio}}$$

Tiempo de retención hidráulica.

$$TRH = \frac{V_T}{Q_{\text{medio}}}$$

Volumen total del reactor UASB.

$$V_T = Q_{\text{medio}} \times TRH$$

Número de reactores.

$$N_r \leq 500 ; N_r = 1$$

Volumen de cada reactor.

$$V_r = \frac{V_T}{N_r}$$

Área de cada reactor.

$$A_r = \frac{V_r}{H}$$

Corrección de áreas totales, volúmenes totales y TRH corregidos.

$$A_T = \frac{N_r}{A_r}$$

$$TRH = \frac{V_T}{Q_{\text{medio}}}$$

$$V_T = \frac{A_T}{H}$$

Corrección de las cargas aplicadas.

Carga hidráulica volumétrica.

$$CHV = \frac{Q_{\text{medio}}}{V_r}$$

Carga orgánica volumétrica.

$$COV = \frac{Q_{\text{medio}} \times S_{0-UASB-DQO}}{V_T}$$

Cálculo de las velocidades superficiales.

$$V_s = \frac{Q_{\text{medio}}}{A_T}$$

Sistema de distribución de residual afluyente al reactor.

$$N_d = \frac{A_T}{A_d}$$

Estimación de la eficiencia de remoción del sistema.

$$E_{DQO} = 100 \times (1 - 0.68 \times TRH^{0.35})$$

Estimación de la concentración de DQO en el efluente.

$$S_{-UASB-DQO} = S_{0-UASB-DQO} - \frac{(E_{DQO} \times S_0)}{100}$$

Estimación de la producción de metano.

$$DQO_{CH_4} = Q_{medio} \times [S_{0-UASB-DQO} - S_{-UASB-DQO} - Y_{obs} \times Q_{medio} \times S_{0-UASB-DQO}]$$

Factor de corrección para la temperatura operacional del reactor:

$$f_T = \frac{P \times K_{DQO}}{R \times 273 + T}$$

Producción volumétrica de metano.

$$Q_{CH_4} = DQO_{CH_4} \times f(T)$$

Producción diaria de biogás.

$$Q_{biogás} = \frac{Q_{CH_4}}{C_{CH_4}}$$

Producción de lodos.

$$P_{lodo} = Y \times L_{0-UASB-DQO}$$

ANÁLISIS Y DISCUSIÓN DE LOS RESULTADOS

Caracterización del efluente líquido del biodigestor anaerobio

Debido a que la mayoría de las instalaciones agropecuarias existentes son de pequeño o mediano tamaño, los tipos de biodigestores que más se han aplicado en éstas son los llamados mini-digestores, y para granjas mayores, los de tipo convencional, operando un número importante de ellos, con régimen de flujo y mezcla completa (Yanli et al., 2010). La influencia de la COV sobre la DA de residuos porcinos en digestores convencionales ha sido objeto de estudio de diferentes trabajos (Bayr et al., 2012; Jiménez et al., 2015; Regueiro et al., 2012; Zhang et al., 2014).

Normalmente, las eficiencias de remoción de DQO oscilan entre 45 – 50 %, y las productividades de biogás reales estuvieron entre 60 – 65 % de las productividades teóricas, debido, fundamentalmente, a las variaciones que ocurren en la calidad de los alimentos de los cerdos, que a su vez, influyen decisivamente en la calidad y cantidad de las excretas.

Por tanto, estos resultados indican que, para tratar eficientemente los residuales porcinos y tener un vertimiento de efluentes seguro al medio ambiente, no es suficiente la construcción de biodigestores anaerobios convencionales, pues se necesita un posterior tratamiento usando otro tipo de tecnología, como son los reactores avanzados de alta tasa.

Diseño del reactor anaerobio avanzado UASB.

Dentro de los tipos de reactores de alta tasa, y como se ha indicado anteriormente, un reactor anaerobio UASB es una adecuada estrategia de tratamiento para los efluentes líquidos de los biodigestores anaerobios que tratan residuales porcinos. El diseño de un reactor UASB depende de varios factores, tales como: la carga orgánica contaminante diaria (COV); la velocidad de ascenso del fluido; la carga hidráulica admisible; la temperatura del agua residual; la fortaleza del agua residual (características y complejidad de los compuestos contaminantes); la eficiencia de tratamiento requerida; y el grado de estabilización de lodo (Lin y Yang, 1991).

A continuación, se presentan los resultados de la metodología de cálculo de un reactor UASB, el cual sería una segunda etapa de un eficiente sistema de tratamiento en la granja "Pedregales".

Carga orgánica que entra al reactor UASB:

$$L_{0-UASB-DQO} = S_{0-DQO} \times Q_{medio} = 1,0 \text{ kg L}^{-1} \times 76,8 \text{ m}^3 = 76,8 \text{ kg d}^{-1}$$

Tiempo de retención hidráulica:

$$TRH = \frac{V_T}{Q_{medio}} = \frac{38,4 \text{ m}^3}{76,8 \text{ m}^3 \text{d}^{-1}} = 0,5 \text{ d} = 12 \text{ horas}$$

Volumen total del reactor UASB:

$$V_T = Q_{medio} \times TRH = 76,8 \text{ m}^3 \text{d}^{-1} \times 12 \text{ horas} = 38,4 \text{ m}^3$$

Número de reactores:

$$N_r \leq 500 \text{ m}^3 \quad N_r = 1$$

Las dimensiones de los reactores UASB están determinadas por la aplicación del TRH o la COV, y la velocidad del líquido en el compartimento de sedimentación. Para los reactores a escala industrial teóricamente no existen límites; sin embargo, los reactores extremadamente grandes pueden provocar complicaciones en la construcción, por tanto, se han fijado sistemas modulares con volúmenes máximos de 500 m³. Si el volumen requerido por un reactor UASB es mayor de 500 m³ entonces se diseñan sistemas modulares en paralelo (Lin y Yang, 1991).

Volumen de cada reactor:

$$V_r = \frac{V_T}{N_r} = \frac{38,4 \text{ m}^3}{1} = 38,4 \text{ m}^3$$

Altura del reactor:

Para términos del diseño se considerará la misma altura del biodigestor anaerobio construido, por tanto, la altura será de 2,0 metros. En el tratamiento de aguas residuales solubles, la altura

del reactor puede ser de hasta 10,0 metros, e incluso superiores, lo que resulta un reactor con pocos requerimientos de espacios. También los costos para la distribución del agua residual serán menores. Para las aguas residuales parcialmente solubles, como las aguas residuales domésticas, la altura de los reactores estará entre 3,0 – 5,0 metros; mientras que, para aguas con alta fortaleza (DQO > 3000 mg L⁻¹), la altura del reactor estará entre 5,0 – 7,0 metros (Seghezzo et al., 1998).

Área de cada reactor:

$$A_r = \frac{V_r}{H} = \frac{38,4 \text{ m}^3}{2,0 \text{ m}} = 19,2 \text{ m}^2$$

Corrección del área total (A_T), el volumen total (V_T) y el TRH:

$$TRH = \frac{V_T}{Q_{medio}} = \frac{38,4 \text{ m}^3}{76,8 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}} = 0,5 \text{ d} = 12 \text{ horas}$$

$$A_T = N_r \times A_r = 1 \times 19,2 \text{ m}^2 = 19,2 \text{ m}^2$$

$$V_T = A_t \times H = 19,2 \text{ m}^2 \times 2,0 \text{ m} = 38,4 \text{ m}^3$$

Corrección de las cargas aplicadas: carga hidráulica volumétrica (CHV) y carga orgánica volumétrica (COV)

$$CHV = \frac{Q_{medio}}{V_r} = \frac{76,8 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}}{38,4 \text{ m}^3} = 2,0 \text{ m}^3 \text{ m}_{reactor}^{-3}$$

$$COV = \frac{Q_{medio} \times S_{0-UASB-DQO}}{V_T} = \frac{76,8 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1} \times 1,0 \text{ kg m}^{-3}}{38,4 \text{ m}^3} = 2,0 \text{ kg DQO m}^{-3} \text{ d}^{-1}$$

Para aguas residuales diluidas (cuando los niveles de DQO ≤ 1000 mg L⁻¹) y para temperaturas operacionales superiores a 25 °C, el volumen del reactor estará en función del TRH, más que de la COV. Mientras, para las aguas residuales industriales el factor que controla el tamaño del reactor es la COV (cuando los niveles de DQO > 1000 mg L⁻¹). La carga aplicada al reactor dependerá de la actividad del lodo; además, la temperatura y la eficiencia de tratamiento dependerán de la composición y la naturaleza del contaminante, la concentración de lodos, la ubicación del sistema de distribución y el factor de seguridad seleccionado (Lettinga y Hulshoff, 1991; Lin y Yang, 1991).

Según Chernicharo (2007), la CHV en un reactor UASB no debe de sobrepasar los 5,0 m³ m_{reactor}⁻³ d⁻¹ lo que equivale a un TRH de 4,8 h; por eso, el TRH es un parámetro importante. El mismo autor plantea que para aguas residuales de baja y media fortaleza, las temperaturas cercanas y superiores de 25 °C, el TRH varía entre 6 – 16 h; por tanto, el TRH calculado es adecuado.

Cálculo de las velocidades superficiales:

$$V_s = \frac{Q_{medio}}{A_T} = \frac{76,8 m^3 d^{-1}}{19,2 m^2} = 4,0 md^{-1} = 0,16 mh^{-1} \approx 0,2 mh^{-1}$$

La velocidad máxima en un reactor UASB depende del tipo de lodo presente y de las cargas aplicadas. Para reactores inoculados con lodos flocculentos y con COV aplicadas hasta 6,0 kg DQO m⁻³ d⁻¹, las velocidades superficiales medias no sobrepasarán los 0,7 m h⁻¹, siendo tolerados picos temporales máximos entre 1,5 – 2,0 m h⁻¹ (Chong et al., 2012).

Sistema de distribución de residual afluyente al reactor:

Según Chernicharo (2007), una correcta distribución del residual, a modo de garantizar un contacto efectivo con la biomasa presente en el reactor, el número de distribuidores estará en función del área del reactor y del área de influencia de cada distribuidor. Para lodos flocculentos y COV aplicadas en el orden entre 1 – 3 kg DQO m⁻³ d⁻¹, el área de influencia de cada distribuidor estará entre 0,5 – 3,0 m². Así que para este diseño se seleccionó un A_d = 1,4 m².

$$N_d = \frac{A_T}{A_d} = \frac{19,2 m^2}{1,4 m^2} = 13,7 \approx 14 \text{ puntos de distribución}$$

Con el objetivo de realizar un contacto suficiente entre el lodo anaerobio y el agua residual es necesario realizar un cierto nivel de agitación. Tal agitación ayuda a minimizar la canalización y los efectos de corto circuito en el lecho de lodos, incrementando así la eficiencia de tratamiento. Sin embargo, una vigorosa agitación es perjudicial para el proceso anaerobio, ya que se provoca la desintegración del lodo anaerobio (erosión), bajo la influencia de la fuerza de fricción al cual el lodo es expuesto (Liu y Tay, 2004). Por tanto, una agitación moderada es lo más adecuado (Liu et al., 2003).

Estimación de la eficiencia de remoción del sistema:

$$E_{DQO} = 100 \times (1 - 0,68 \times TRH^{0,35}) = 100 \times (1 - 0,68 \times 12^{0,35}) = 76,3 \%$$

Para la carga máxima diseñada a la que trabajará un reactor UASB, la eficiencia de remoción de los sólidos, para las aguas residuales de fortaleza media como lo es este tipo de agua residual, dependerá significativamente de la velocidad de ascenso del líquido y de la alta producción de biogás que mueve el lodo debido a las condiciones de turbulencia en el sistema bajo esas condiciones (Mahmoud, 2008). Según Chong et al. (2012) la eficiencia de contaminantes removidos por este tipo de reactor es significativa: variando entre 40 – 80 % y 40 – 90 % la remoción de DQO y DBO, respectivamente. Aunque varios autores han reportado eficiencias superiores al 90 % para ambos parámetros (Fang et al., 2011; Guardia-Puebla et al., 2013; Ma et al., 2009; Passeggi et al., 2012; Wang et al., 2011).

Estimación de la concentración de DQO en el efluente:

$$S_{-UASB-DQO} = S_{0-UASB-DQO} - \frac{(E_{DQO} \times S_0)}{100} = 1000 \text{ mgL}^{-1} - \frac{(76,3 \times 1000 \text{ mg L}^{-1})}{100} = 236.5 \text{ mg/L}$$

Estimación de la producción de metano:

$$\begin{aligned} DQO_{CH_4} &= Q_{medio} \times S_{0-UASB-DQO} - S_{-UASB-DQO} - Y_{obs} \times Q_{medio} \times S_{0-UASB-DQO} \\ &= 76,8 \text{ m}^3 \times 1000 \text{ mgL}^{-1} - 236,5 \text{ mgL}^{-1} - 0,4 \text{ kgDQO} \times 76,8 \text{ m}^3 \text{d}^{-1} \\ &\quad \times 1000 \text{ mgL}^{-1} = 27,9 \text{ kgd}^{-1} \end{aligned}$$

Factor de corrección para la temperatura operacional del reactor:

$$f T = \frac{P \times K_{DQO}}{R \times 273 + T} = \frac{1,0 \text{ atm} \times 64 \text{ gDQO mol}^{-1}}{0,08206 \text{ atm L mol}^{-1} \text{K}^{-1} \times 273 + 30 \text{ }^\circ\text{C}} = 2,6 \text{ kgm}^{-3}$$

Producción estimada volumétrica de metano:

$$Q_{CH_4} = \frac{DQO_{CH_4}}{f(T)} = \frac{27,92 \text{ kgd}^{-1}}{2,6 \text{ kgm}^{-3}} = 10,7 \text{ m}^3 \text{d}^{-1}$$

Producción estimada diaria de biogás:

Asumiendo una concentración de metano en el biogás del 60 %.

$$Q_{biogás} = \frac{Q_{CH_4}}{C_{CH_4}} = \frac{10,7 \text{ m}^3 \text{d}^{-1}}{0,6} = 17,9 \text{ m}^3 \text{d}^{-1}$$

La velocidad de ascenso del fluido, para un lodo granular, es de aproximadamente $3,0 \text{ m h}^{-1}$, mientras que para aguas residuales diluidas está entre $1,0 - 1,25 \text{ m h}^{-1}$. Se ha reportado que velocidades hidráulicas entre $2,0 - 6,0 \text{ m h}^{-1}$ pueden tolerarse si esta se realiza pocas horas al día para aguas solubles y parcialmente solubles. Para lodos floculentos, la carga hidráulica máxima admisible es de $0,5 \text{ m h}^{-1}$, con "picos" temporales de $2 - 4 \text{ horas}$ de aproximadamente $2,0 \text{ m h}^{-1}$. Para lodos con una alta capacidad de sedimentación este valor puede ser un 50 % superior (Lettinga y Hulshoff, 1991). Por tanto, y considerando lo antes reportado, la velocidad de ascenso del fluido de $0,24 \text{ m h}^{-1}$ (cálculos nos mostrados) cumple con este parámetro de diseño.

El diseño del compartimento de sedimentación depende de la fortaleza del residual a tratar lo que afecta la velocidad ascendente del flujo. Para aguas residuales diluidas la velocidad del flujo debe de mantener una determinada COV, así que el área del sedimentador será grande con el objetivo de mantener una baja velocidad superficial. Las dimensiones del sedimentador deben de mantener una velocidad ascendente de diseño inferior a $0,7 \text{ m h}^{-1}$ (Lin y Yang, 1991).

Producción de lodos:

Según Chernicharo (2007), los valores promedios del coeficiente de producción de sólidos (Y), el peso específico del lodo (γ), y el porcentaje esperado de lodos (C_{lodo}) se encuentran entre $0,1 - 0,2 \text{ kg SST kgDQO}_{aplicada}^{-1}$, $1020 - 1040 \text{ kg m}^{-3}$ y $2 - 6 \%$, respectivamente. Por tanto,

para términos de diseño se consideraron los siguientes valores promedios: $Y = 0,15 \text{ kgSST kgDQO}_{\text{aplicada}}^{-1}$, $\gamma = 1030 \text{ kg m}^{-3}$ y $C = 4 \%$.

$$P_{\text{lodo}} = YxL_{0-UASB-DQO} = 0,15 \text{ kg SST kg DQO}_{\text{aplicada}}^{-1} \times 76,8 \text{ kg d}^{-1} = 11,5 \text{ kg SST d}^{-1}$$

Volumen del lecho de lodos:

$$V_{\text{lodo}} = \frac{P_{\text{lodo}}}{\gamma x C_{\text{lodo}}} = \frac{11,5 \text{ kgSST d}^{-1}}{1030 \text{ kg m}^{-3} \times 0,04} = 0,28 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$$

Considerando que la altura máxima del lecho de lodos sea de 0,5 m, entonces:

$$\begin{aligned} V_{\text{ll}} &= \text{Ancho del reactor} \times \text{Largo del reactor} \times \text{Altura del lecho de lodos} = 2,0 \text{ m} \times 9,5 \text{ m} \times 0,5 \text{ m} \\ &= 9,5 \text{ m}^3 \end{aligned}$$

Por tanto, el tiempo de descarga de lodos sería:

$$T_{\text{dl}} = \frac{V_{\text{ll}}}{V_{\text{lodo}}} = \frac{9,5 \text{ m}^3}{0,28 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}} = 33 \text{ d}$$

La tasa de acumulación de lodos depende esencialmente del tipo de residuos a tratar, siendo mayor en residuales con una elevada concentración de sólidos suspendidos. La descarga de lodos debe de realizarse periódicamente, ya que la acumulación excesiva de lodos podría provocar la pérdida excesiva de sólidos, su paso al compartimento de sedimentación y, posteriormente, al efluente líquido (Lettinga y Hulshoff, 1991).

CONCLUSIONES

1. La digestión anaerobia es una técnica efectiva para tratar los residuales porcinos; no obstante, los efluentes líquidos de los biodigestores de baja tasa presentan todavía altos niveles de contaminación, los cuáles pueden ser eficientemente tratados en un reactor de alta tasa como los reactores UASB.
2. La carga orgánica contaminante del efluente líquido del biodigestor anaerobio presenta valores aproximados de $1,0 \text{ kg m}^{-3}$, los cuáles son altamente contaminantes y presentan potencialidades para obtener altos volúmenes de biogás.
3. Como segunda etapa de un eficiente sistema de tratamiento de residuales porcinos para la granja "Pedregales" se propone la construcción de un reactor anaerobio UASB de $38,4 \text{ m}^3$, el cual alcanzaría eficiencias de remoción de contaminantes mayores del 76 % y una producción de biogás de aproximadamente $17,9 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$.
4. La combinación de un biodigestor anaerobio y seguido de un reactor avanzado UASB permitirá obtener altas eficiencias de remoción de contaminantes y, a la vez, alcanzar altas

producciones de biogás, el cual modifica el actual paradigma de tratamiento de los residuales porcinos en Cuba.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. Bayr, S.[et al] (2012). Effect of additives on process stability of mesophilic anaerobic monodigestion of pig slaughterhouse waste. *Bioresource Technology*, 120, 106-113. ISSN: 0960-8524, doi: <http://10.1016/j.biortech.2012.06.009>
2. Chernicharo, C. A. L. (2007). *Reatores anaeróbios*. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidad Federal de Minas Gerais.
3. Chong, S., Sen, T. K., Kayaalp, A., y Ang, H. M. (2012). The performance enhancements of UASB reactors for domestic sludge treatment A State-of-the-art review. *Water Research*, 46, 3434-3470. ISSN: 0043-1354, doi: <http://10.1016/j.watres.2012.03.066>
4. Fang, C., Boe, K., y Angelidaki, I. (2011). Biogas production from potato-juice, a by-product from potato-starch processing, in upflow anaerobic sludge blanket (UASB) and expanded granular sludge bed (EGSB) reactors. *Bioresource Technology*, 102, 5734-5741. ISSN: 0960-8524, doi: <http://10.1016/j.biortech.2011.03.013>
5. Guardia-Puebla, Y., Rodríguez-Pérez, S., Jiménez-Hernández, J., y Sánchez-Girón, V. (2013). Performance of a UASB reactor treating coffee wet wastewater. *Ciencias Técnicas Agropecuarias*, 22(3), 35-41. ISSN: 1010-2760,
6. Jiménez, J.[et al]. (2015). Optimization of the specific methanogenic activity during the anaerobic co-digestion of pig manure and rice straw, using industrial clay residues as inorganic additive. *Chemical Engineering Journal*, 259, 703-714. ISSN: 1385-8947, doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.cej.2014.08.031>
7. Lettinga, G., y Hulshoff, P. (1991). UASB-process desing for various types of wastewater. *Water Sci. Technol.*, 24(8), 87-107. ISSN: 0273-1223, doi: <http://wst.iwaponline.com/content/24/8/87.full.pdf>
8. Lin, K.-C., y Yang, Z. (1991). Technical review on the UASB Process. *International Journal of Environmental Studies*, 39, 203-222. doi: <http://dx.doi.org/10.1080/00207239108710695>
9. Liu, Y., y Tay, J.-H. (2004). State of the art of biogranulation technology for wastewater treatment. *Biotechnonology Advances*, 22, 533-563. ISSN: 0734-9750, doi: <http://10.1016/j.biotechadv.2004.05.001>

10. Liu, Y., Xu, H.-L., Yang, S.-F., y Tay, J.-H. (2003). Mechanisms and models for anaerobic granulation in upflow anaerobic sludge blanket reactor. *Water Research*, 37, 661-673. ISSN: 0043-1354, doi: [http://doi.org/10.1016/S0043-1354\(02\)00351-2](http://doi.org/10.1016/S0043-1354(02)00351-2)
11. Ma, J., Mungoni, L. J., Verstraete, W., y Carballa, M. (2009). Maximum removal rate of propionic acid as a sole carbon source in UASB reactors and the importance of the macro and micro nutrients stimulation. *Bioresource Technology*, 100, 3477-3482. ISSN: 0960-8524, doi: <http://10.1016/j.biortech.2009.02.060>
12. Madsen, M., Holm-Nielsen, J. B., y Esbensen, K. H. (2011). Monitoring of anaerobic digestion processes: A review perspective. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 15, 3141-3155. ISSN: 1364-0321, doi: <http://10.1016/j.rser.2011.04.026>
13. Mahmoud, N. (2008). High strength sewage treatment in a UASB reactor and an integrated UASB-digester system. *Bioresource Technology*, 99, 7531-7538. ISSN: 0960-8524, doi: <http://10.1016/j.biortech.2008.02.021>
14. Nakata, T., Silva, D., y Rodionov, M. (2011). Application of energy system models for designing a low-carbon society. *Progress in Energy and Combustion Science*, 37, 462-502. ISSN: 0360-1285, doi: <http://10.1016/j.pecs.2010.08.001>
15. Passeggi, M., López, I., y Borzacconi, L. (2012). Modified UASB reactor for dairy industry wastewater: Performance indicators and comparison with the traditional approach. *Journal of Cleaner Production*, 26, 90-94. ISSN: 0959-6526, doi: <http://10.1016/j.jclepro.2011.12.022>