

Evaluación de un reactor UASB para aguas porcinas inoculado con líquido ruminal

Roger Méndez Novelo¹, Rubí Mena Velázquez¹, Elba René Castillo Borges¹
María Rosa Sauri Riancho¹

Fecha de recepción: 6 de septiembre de 2012 – Fecha de aprobación: 22 abril de 2013

Resumen

Se diseñó un reactor tipo UASB a escala laboratorio con base en un tiempo de retención hidráulico (TRH) de 20 h, un volumen total de 24 L y se le adicionó un filtro de gravilla en la parte superior, antes de la salida del efluente. Para el arranque del reactor se utilizó líquido ruminal como inóculo que se mezcló con parte del agua residual, con una proporción de 40% de rumen y 60% de agua residual y se recirculó desde la parte media del reactor hasta la parte baja de éste, a un caudal de 17.67 L/h. El reactor se alimentó en forma continua. El tiempo de aclimatación fue de 19 días y el de arranque de 47. El porcentaje de remoción de la materia orgánica expresada como DQO total fue del 60%, de 34.8% de SST y de 38.4% de SSV. Se concluye que para obtener una mejor eficiencia en la remoción de materia orgánica es necesario realizar un pretratamiento al agua residual para evitar que el exceso de sólidos presente afecte en la eficiencia de remoción. El reactor UASB redujo la carga orgánica de las aguas residuales, sin embargo, se necesita un segundo tratamiento de tipo aerobio/anóxico para complementar la remoción de materia orgánica y nutrientes a fin de cumplir con las normas de descarga para aguas residuales NOM-001-SEMARNAT-2003.

Palabras clave: UASB, aguas porcinas, rumen, arranque.

Evaluation of a UASB reactor for swine wastewater inoculated with ruminal liquid

Abstract

A lab scale UASB reactor was designed, based on a 20 h hydraulic retention time (HRT) and a total volume of 24 L. A gravel filter on top of the reactor, before the effluent outlet, was included. Ruminal liquid was used as inoculum for the reactor start up in proportion 40/60 % rumen/wastewater. This liquid was recirculated from the middle part of the reactor to the bottom at a flow of 17.67 L/h. The reactor was fed continuously. The acclimatization time was 19 days while the start up period was 47 days. The percentage of organic matter removal, expressed as total COD was 60%, 34.8% TSS and 38.4% VSS. It is concluded that, in order to achieve better organic matter removal efficiency, a wastewater pre-treatment is needed, to avoid the excess of solids. The UASB reactor reduced the wastewater organic matter, nevertheless, a second treatment type aerobic/anoxic is needed in order to remove the organic matter and nutrients left and to accomplish the wastewaters discharge Mexican Norm NOM-001-SEMARNAT-2003.

Key Word: UASB, swine wastewater, rumen, startup.

¹ Campus de Ciencias Exactas e Ingeniería, Universidad Autónoma de Yucatán. Avenida Industrias no Contaminantes por Anillo Periférico Norte s/n. Apdo. 150 Cordemex CP 97310. Correo electrónico: mnovelo@uady.mx

Nota: El período de discusión está abierto hasta el 1° de noviembre de 2013. Este artículo de investigación es parte de Ingeniería–Revista Académica de la Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma de Yucatán, Vol. 17, No. 1, 2013, ISSN 1665-529-X.

Introducción

En la actualidad la crianza de cerdos se ha convertido en una verdadera fuente de ingresos en muchas regiones del Estado de Yucatán; sin embargo, a la par del beneficio económico y social que representa este tipo de industria, la mayoría de las granjas, especialmente las de pequeña producción, no cuentan con sistemas o procedimientos para el tratamiento de los residuos sólidos y líquidos que generan, situación que en algunos casos se debe a la carencia de capital y/o del área requerida para los sistemas de tratamiento y, en otros, al desconocimiento de la normatividad mexicana que regula los aspectos ambientales de este sector (De Victorica y Galván 2006).

Por esta razón, es necesario aplicar un tratamiento a las aguas residuales porcinas con el objetivo de prevenir la contaminación ambiental, en este caso al agua subterránea. Para lograrlo, es necesario contar con sistemas de tratamientos eficientes y con costos bajos.

Los sistemas de digestión anaerobia se han utilizado muy poco para el tratamiento de aguas residuales, puesto que existen otros sistemas aerobios más conocidos como los lodos activados; sin embargo, el no requerir de oxígeno para el tratamiento anaerobio, el producir de 3-20 veces menos lodos que el tratamiento aerobio (20-150 contra 400-600 kg biomasa/m³ DQO), la reducción de uso de energía, debido a la posibilidad de obtenerla gracias a la producción de metano, la preservación de actividad aun cuando el sistema no ha operado por largos períodos de tiempo, el bajo costo en la tecnología, etc. los convierten en verdaderas opciones para el tratamiento de las aguas residuales (Lettinga *et al.* 1989).

En este estudio se utilizó un reactor tipo UASB (Up Flow Anaerobic Sludge Blanket), el cual es un reactor anaerobio que ha sobresalido debido a la alta calidad del efluente producido y al relativo bajo costo del tratamiento de aguas residuales de baja y mediana carga orgánica y ha sido ampliamente aplicado también al tratamiento de aguas residuales complejas con alta carga orgánica (Lettinga *et al.* 1989). Otras ventajas del UASB son que requieren una

construcción relativamente simple, no necesitan material de soporte ni equipo electromecánico, con excepción de la bomba de alimentación/recirculación. Además soportan altas cargas orgánicas y muestran una baja sensibilidad a los cambios en la alimentación (Noyola 1995).

Una característica de los procesos anaerobios radica en la dificultad del arranque, dado que la formación de biomasa activa puede retardarse por períodos de hasta un año. Generalmente, se utiliza como semilla o inóculo lodos anaerobios del mismo tipo de sustrato, por lo que puede representar una complicación práctica el disponer de este tipo lodos. Méndez *et al.* (2012) han utilizado con éxito líquido ruminal como inóculo para aguas efluentes de fosas sépticas, así como para diferentes sustratos, por lo que se utilizó en la presente investigación. Castillo *et al.* (2010) utilizaron el líquido ruminal como inóculo en un reactor UASB modificado para el tratamiento de aguas residuales de rastro, obteniendo en ambos casos períodos de arranque cortos 74 y 54 días respectivamente.

Para el óptimo desarrollo de la digestión anaerobia, el sistema debe procurar el equilibrio entre las bacterias productoras y las consumidoras de ácidos, que a su vez dependerán de la madurez del sistema microbiano y como resultado generar una biomasa con buenas características de sedimentación, principalmente en la forma de conglomerados (Pacheco y Magaña 2003).

La granulación es el resultado de varios procesos físicos, químicos y biológicos y depende de factores tales como: el tipo y concentración del lodo de inóculo; las concentraciones de cationes bivalentes; la producción de sustancias poliméricas extracelulares; el efecto hidráulico denominado “presión selectiva” y la concentración del sustrato (Rodríguez 2006).

Monroy (1992) menciona que para que un reactor anaerobio sea estable es necesario que exista un ambiente que permita la mejor actividad de la biomasa y que el tiempo de retención de sólidos sea adecuado. Por contrario, agregar una sobrecarga orgánica causada por el

aumento en la concentración o en el caudal, variaciones en la temperatura y la entrada de tóxicos al reactor, son causas que rompen la estabilidad.

La duración del arranque depende de los parámetros biológicos, químicos y físicos. El arranque está influenciado por la concentración y composición de las aguas residuales, el volumen, la actividad y la adaptación del inóculo, condiciones ambientales, parámetros de operación y por último la configuración del reactor. Todos ellos se encuentran estrechamente relacionados (Noyola 1995).

El principal objetivo del diseño de un digestor es alcanzar un alto contenido de biomasa dentro del mismo que permita una alta producción de gas y una alta reducción de la materia orgánica por unidad de volumen del digestor (Torres 2007). Se requiere de propiciar que el lodo granular esté en contacto con el sustrato y por lo tanto mantenerlo en la parte inferior del reactor, por tal motivo se han ensayado diferentes dispositivos en los reactores UASB, como decantadores o filtros en la parte superior de los reactores, cuya función es retener la biomasa activa.

El objetivo del presente estudio fue evaluar un reactor UASB para el tratamiento de aguas residuales porcinas, modificado con un filtro de grava en la parte superior e inoculado con líquido ruminal.

Metodología

Caracterización del agua porcina. Se tomaron seis muestras de agua residual (una por semana) de una granja porcina de ciclo completo, ubicada en la Facultad de Veterinaria y Zootecnia de la Universidad Autónoma de Yucatán a las que se les determinaron los siguientes parámetros: pH, O₂, temperatura, alcalinidad, DBO₅, COT, DQO, fósforo total, ST, SVT, SST, SSVT, SDT, nitrógeno total, nitrógeno amoniacal, y nitrógeno orgánico. Todos los análisis se realizaron conforme a lo estipulado en los métodos estándares (APHA, AWWA y WPCF, 2005).

UASB modificado. En la Figura 1, se muestra el esquema del filtro UASB modificado. Para su construcción, se utilizó un tubo de PVC de 150

cm de altura y un diámetro de 6 pulgadas con un volumen de 24 litros. En su interior se instaló un filtro de gravilla de ½” (punto 5) con el propósito de retener la biomasa anaerobia, también se le diseñó un distribuidor de flujo en la parte baja del reactor, compuesto de un filtro de gravilla y una placa perforada con orificios (Figura 2), para procurar un flujo ascendente uniforme.

Para realizar la recirculación y controlar la velocidad de flujo ascendente, se colocó una bomba peristáltica entre la zona de fluidificación y el distribuidor de flujo que se encuentra en la parte baja de la zona de lodos. Se instalaron válvulas (puntos 1, 2, 3 y 4) a diferentes alturas para la toma de muestras, tanto líquidas como de gas.

Arranque del reactor. Para el arranque se utilizó líquido ruminal como inóculo, el cual se obtuvo del rastro de la Facultad de Veterinaria y Zootecnia. Se realizó una mezcla con agua residual, haciendo una proporción de 2:3 (líquido y agua residual respectivamente). Se realizó una recirculación para obtener una mezcla homogénea dentro del reactor y esperar una aclimatación de los microorganismos. El flujo para la recirculación fue de 17.67 L/h, para que la velocidad del flujo ascensional fuera de 1 m/h. Se utilizó un Tiempo de Retención Hidráulico (TRH) de 20 horas.

En la Tabla 1, se presenta la frecuencia de los análisis que se le realizaron al reactor en los diferentes puntos de muestreo. Debido a la alta carga orgánica en el agua residual se verificaron los AGVs y alcalinidades para controlar el proceso.

Resultados y Discusión

En la Tabla 2, se presentan los resultados de la caracterización de las aguas residuales porcinas.

Las concentraciones de materia orgánica medidas como DQO, COT y DBO₅, así como de los nitrógenos y sólidos en todas sus formas (ST, SVT, SST, SSV, SDT), se relacionan directamente con el modo de operación de las granjas porcinas, pero influyen directamente con el proceso anaerobio. Así, los procesos en los que se quiere optimizar la producción de metano

requieren elevadas, pero controladas, concentraciones de sólidos, mientras que si el propósito es el tratamiento de las aguas, lo más económico es eliminar la mayor cantidad de sólidos

suspendidos con pre-tratamientos. En la Tabla 3, se muestran diferentes caracterizaciones de aguas residuales porcinas.

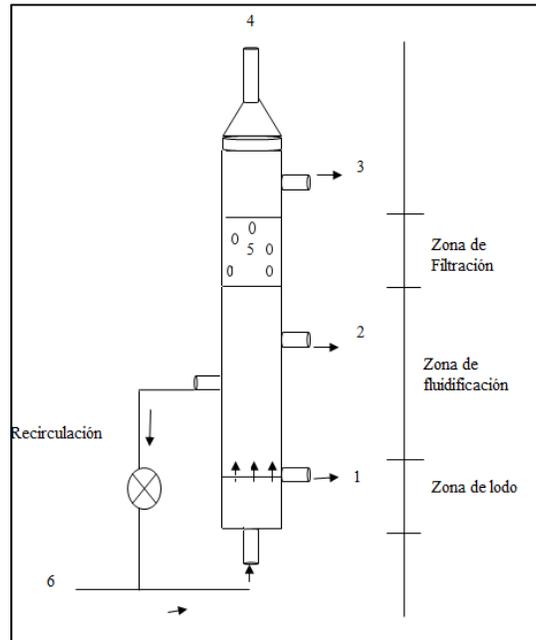


Figura 1. Esquema del Reactor UASB modificado

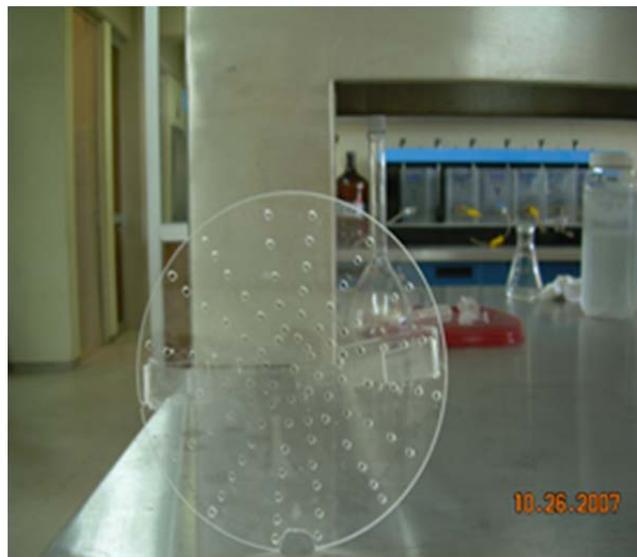


Figura 2. Placa distribuidora de flujo

Tabla 1. Frecuencia de muestreos para determinar la eficiencia de remoción de materia orgánica

Parámetros	Puntos de muestreo		
	Influyente	Zona de lodos	Efluente
pH	2 / semana	-----	2 / semana
Temperatura	2 / semana	-----	2 / semana
Alcalinidad	2 / semana	Cada 30 días	2 / semana
ST	2 / semana	-----	2 / semana
STV	2 / semana	-----	2 / semana
SST	2 / semana	-----	2 / semana
SSV	2 / semana	Cada 30 días	2 / semana
DQO total	2 / semana	Cada 30 días	2 / semana
NH ₃	2 / semana	-----	2 / semana
NKT	1 / semana	-----	2 / semana
AGV	-----	Cada 30 días	-----
Sedimentación manto de lodos	-----	Al final	-----

Tabla 2. Caracterización del agua residual porcina

Parámetro	Promedio	Desviación estándar
pH	7.04	0.5
Temperatura °C	29.95	0.5
ST mg/L	10,483	3,324
SVT mg/L	7,728	3,732
SST mg/L	7,126	2,478
SSV mg/L	6,768	2,322
SDT mg/L	2,356	1,210
Alcalinidad mg/L CaCO ₃	1,368	482
DQO mg/L	6,746	2,164
DBO ₅ mg/L	4,860	440
Nitrógeno total mg/L	558	154
Nitrógeno amoniacal mg/L	200	98
Nitrógeno orgánico mg/L	357	79
COT mg/L	1,345	120

Se puede observar que las aguas porcinas contienen elevadas concentraciones de materia orgánica disuelta y suspendida, así como de sólidos suspendidos. El contenido de sólidos totales puede generar un exceso de lodo no anaerobio y con ello alterar la eficiencia del reactor UASB pues no permitiría la formación de un lodo anaerobio granular. Parte del lodo no

afluente se puede solubilizar, incrementando los valores de carga orgánica soluble, afectado la remoción del proceso. En los procesos biológicos, se utilizan tratamientos primarios que tienen como propósito remover la mayor cantidad posible de sólidos suspendidos, para evitar su solubilización en los reactores y dificultar así el tratamiento.

Tabla 3. Caracterización de aguas porcinas

Parámetro (unidad)	Presente estudio	Beline <i>et al.</i> (2007)	Thipsuree <i>et al.</i> (2009)	de Pinho <i>et al.</i> (2005)	Seunghwan <i>et al.</i> (2007)
DQO (mg/L)	6746	50600	5134	2633	4043
DBO ₅ (mg/L)	4860	---	3376	---	870
N-NH ₃ (mg/L)	200	3000	206	---	572
NKT (mg/L)	558	46000	231	---	826
ST (mg/L)	10483	54000	3373	2110	---
SST (mg/L)	7126	42500	2125	1450	3384
SVT (mg/L)	7728	---	---	1790	---
SDT (mg/L)	2356	---	---	---	6047
SSV (mg/L)	6768	31900	---	1260	---
pH (mg/L)	7.04	---	---	---	6.94
Alcalinidad (mg/L)	1368	---	---	---	1689

En la Tabla 4, se presenta la caracterización del líquido ruminal, así como del reportado por Reem *et al.* (2011) al que le corresponde el valor 1 de la tabla y la de otros cinco tipos de inóculos reportados por Moreno y Buitrón (2002) a los que le corresponden los valores del 2 al 6 de la tabla: aguas residuales de una industria cervecera (IC), aguas residuales de la producción de ácido tereftálico (PAT), aguas residuales de una universidad (U), estiércol de vaca (EV) y aguas residuales municipales (M).

Moreno y Buitrón (2002) concluyen que existe una relación entre la cantidad de bacterias empleadas y el porcentaje de biodegradabilidad, pero no necesariamente con la concentración de SSV. En el caso del rumen, la concentración de los SSV son menores que las de los otros inóculos, pero poseen elevadas concentraciones de bacterias anaerobias (10^{10} a 10^{11} bacterias/mL, Carrillo 2003).

El arranque del reactor se ilustra en forma

esquemática en la Figura 3, considerando un período de aclimatación del inóculo desde el inicio de la operación del reactor al tiempo en el que se obtienen eficiencias de remoción de materia orgánica, lo que significa que la degradación de la materia orgánica es superior a la solubilidad de los SST.

La aclimatación, con base en la remoción de la DQO soluble (DQOs), se obtuvo al día 19 y a partir de ese día, se muestran las remociones obtenidas en la Figura 4. Durante los siguientes 25 días de operación, el reactor se encontraba en el período de estabilización por lo que se tenían bajas remociones de materia orgánica, posteriormente, la remoción de materia orgánica se incrementa, alcanzando un valor promedio de 61.8% con valor máximo de 76.2%. Al día 79 le correspondió una carga orgánica inusualmente baja, que se reflejó en un bajo porcentaje de remoción, pero puede observarse que el reactor se re-estabilizó.

Tabla 4. Caracterización de diferentes inóculos para procesos anaerobios

Parámetro	Líquido ruminal		IC	PAT	U	EV	M
	Presente estudio	1					
ST(mg/L)	12,320	7675	---	---	---	---	---
STV (mg/L)	8,920	---	---	---	---	---	---
SST (mg/LL)	7,990	6300	25200	32700	121800	28400	3800
SSV (mg/L)	7,120	---	13800	17400	47480	11340	2980
DQO (mg/L)	11,100	5435	---	---	---	---	---
pH	6.96	6.8	---	---	---	---	---
Temperatura (°C)	25.7	30	---	---	---	---	---

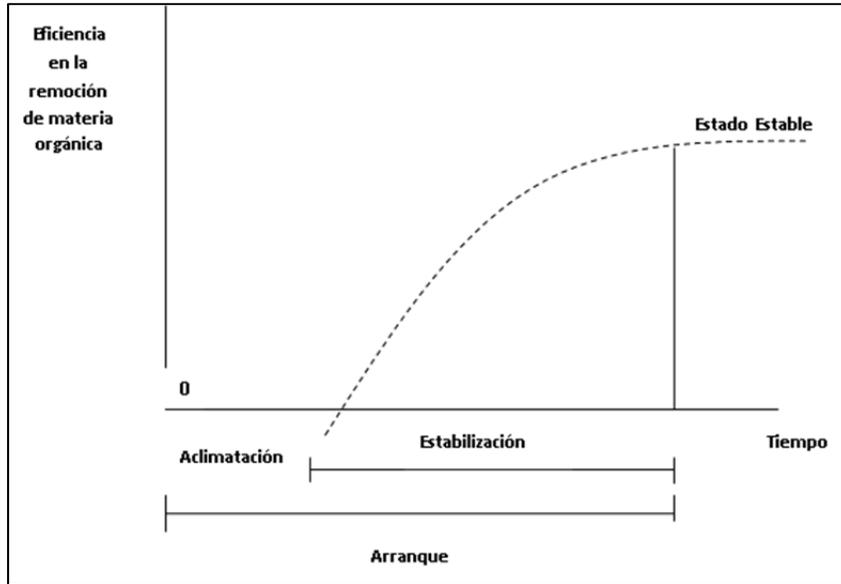


Figura 3. Esquema del arranque del reactor UASB

En las Figuras 5 y 6, se muestran el comportamiento de los ST y de los SSV en el reactor. En ambas se tienen eficiencias negativas derivadas al lavado de la mezcla inicial de rumen-agua residual, aunado a la inexistencia de lodo granular, por lo que aún con la zona de filtración, no se pudo evitar la pérdida de sólidos.

A partir del día 14 conforme se estabiliza el proceso, se obtienen remociones de sólidos, lo que indica que se alcanza a retener la biomasa activa. Las remociones promedio del día 14 al día 88 fueron de 34.8% para los SST y de 38.4 para los SSV.

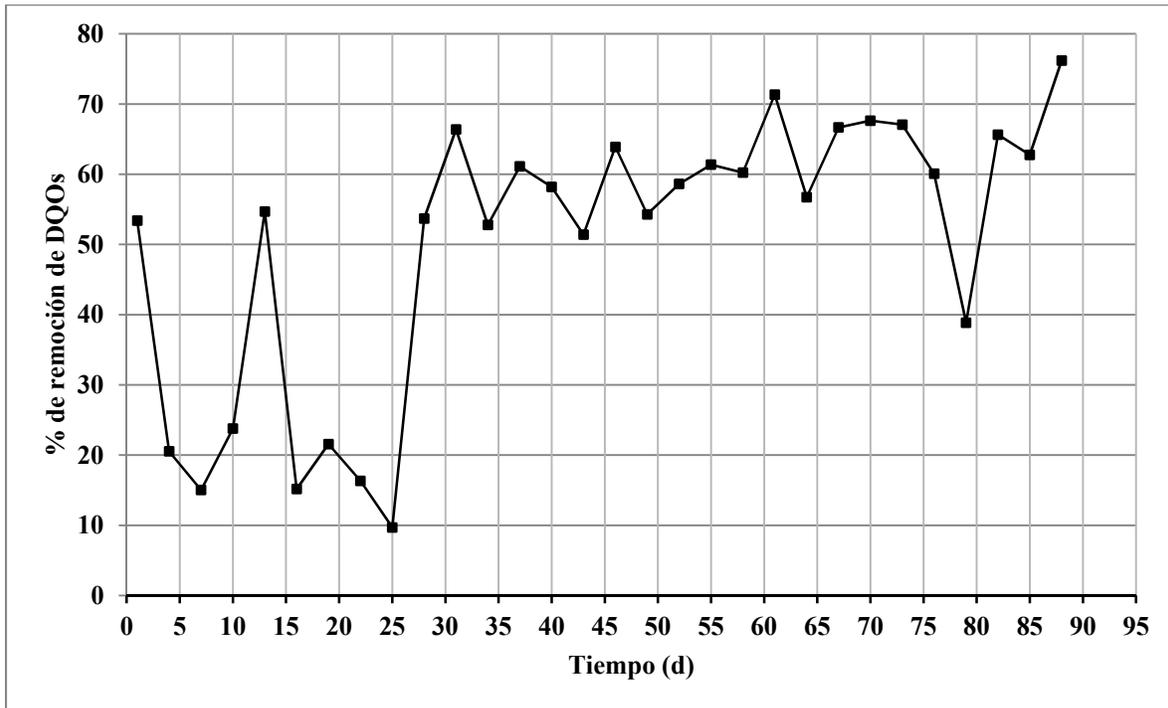


Figura 4. Remoción de materia orgánica medida como DQOs

El rango de pH osciló entre 6.2 a 7.7 tanto para el influente como para el efluente durante el tiempo de operación del reactor (Figura 7). La tendencia fue muy similar en ambos casos, pues se mantenían casi constantes. Sin embargo, en el día 37 hay una caída de pH tanto para el influente (6.17) como para el efluente (6.58), el cual se pudo atribuir a la característica del agua con la que se estaba alimentando.

Se sabe que el rango óptimo de pH para tratamientos anaerobios es cercano a la

neutralidad para su correcto desarrollo (Clark y Speece 1989). En base a esto el pH se mantuvo en las condiciones adecuadas para lograr el desarrollo de la actividad enzimática de los microorganismos.

Durante el tiempo de experimentación del UASB se realizaron mediciones cada 30 días para conocer el comportamiento dentro del reactor. En la Tabla 5 se muestran los resultados de los análisis realizados.

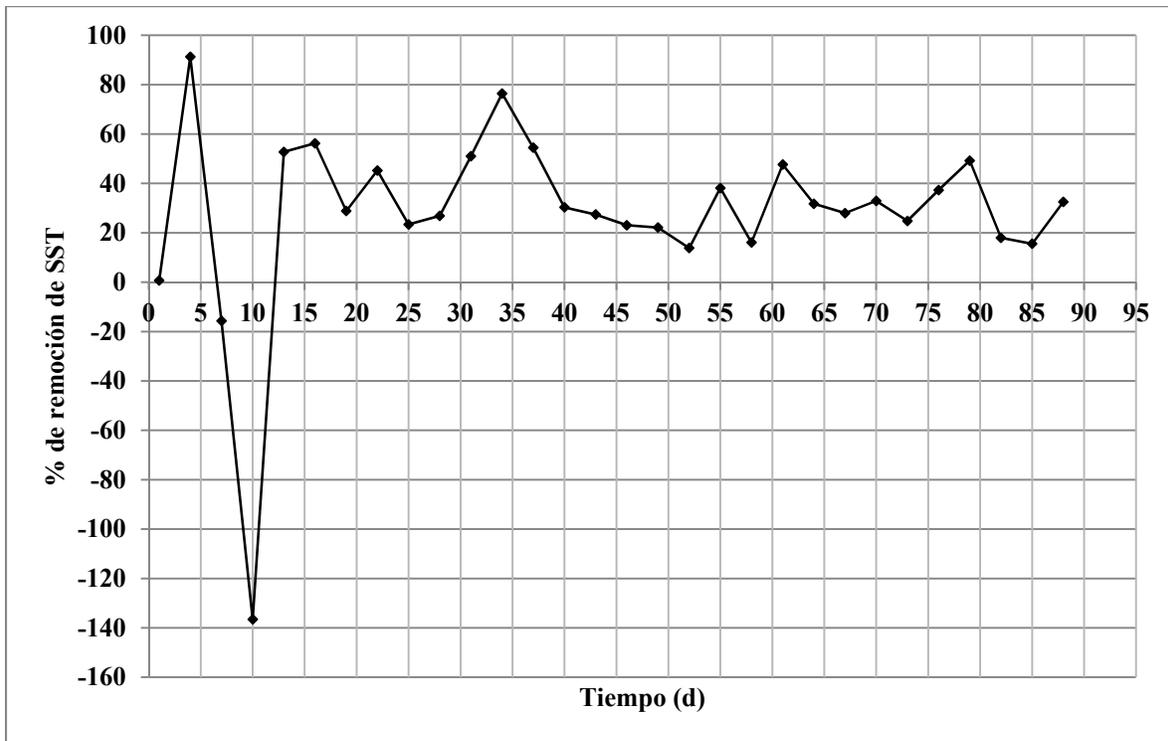


Figura 5. Remoción de SST

Tabla 5. Parámetros analizados a los lodos del reactor

Día	Alcalinidad (mg/L)	Alcalinidad α	DQOs (mg/L)	AGV (mg/L)	SSV (mg/L)
31	2440	0.69	4320	687.18	3210
61	6060	0.78	3980	297.44	2532
91	4320	0.72	3790	278.94	2810

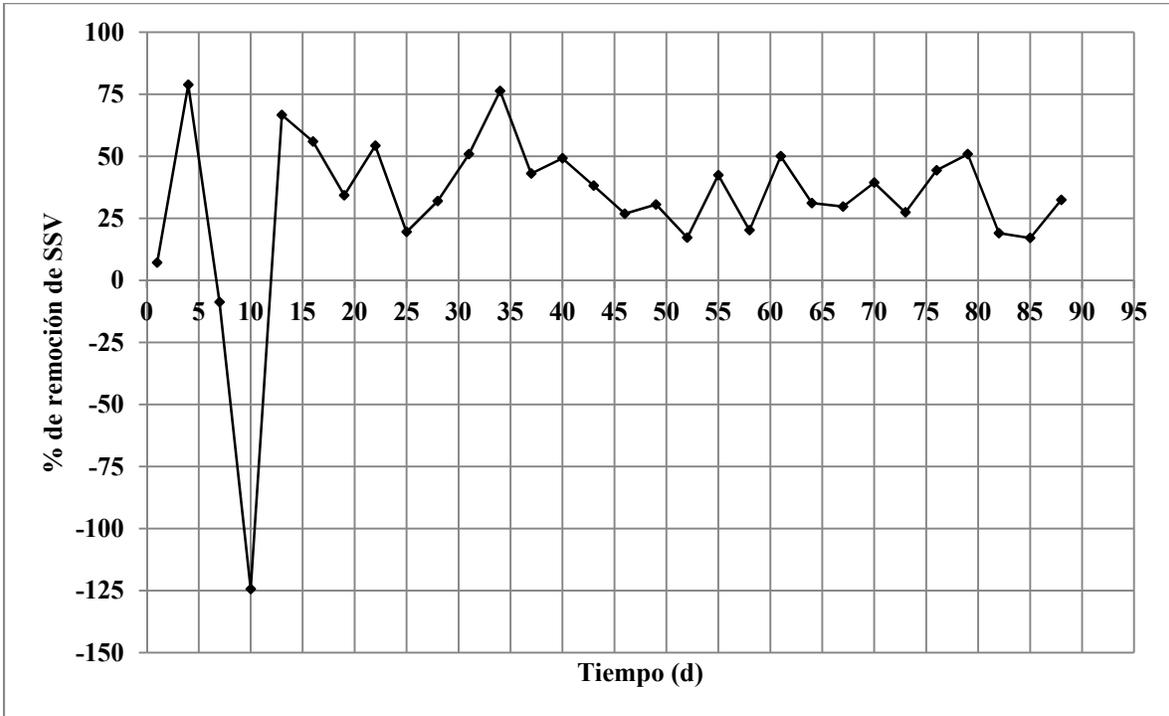


Figura 6. Remoción de SSV

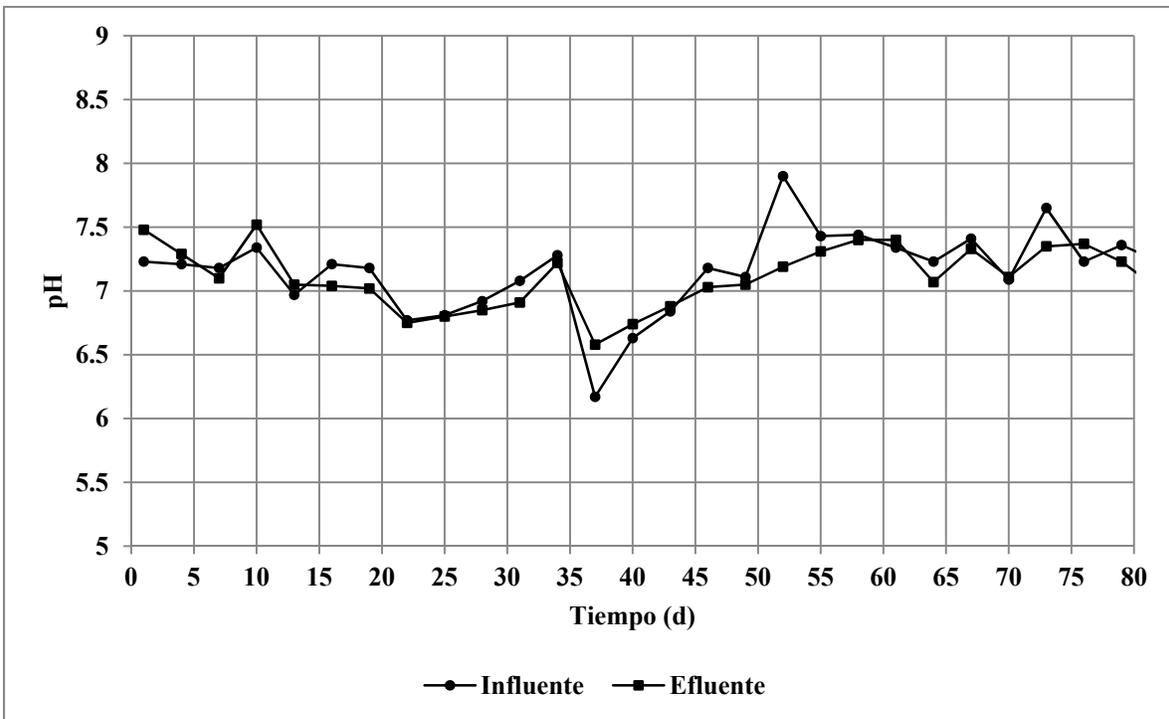


Figura 7. Variación del pH

En la Tabla 5 se presentan diferentes parámetros de los lodos del reactor, para poder establecer si se encontraban en condiciones óptimas. La biomasa presente dentro del reactor era de tipo anaerobia, sin embargo, también existía aportación de lodo no anaerobio del afluente que afectaba en el desempeño. La alcalinidad α muestra una estabilidad del reactor adecuada, puesto que mientras más se acerque a la unidad, el reactor es más estable y eficiente.

La presencia de biomasa activa fue determinada con la cantidad de SSV (2851 mg/L en promedio). Sin embargo, la sedimentabilidad de esta biomasa no es buena, lo que indica que no se alcanzó un lodo granular. Los resultados obtenidos en la prueba velocidad de asentamiento de manto de lodos fue de 0.12 cm/min, inferior a las recomendadas para un lodo anaerobio granular (0.5 m/h a 2 m/h, Souza 1986). La baja sedimentabilidad obtenida en el UASB pudo provocar el lavado de lodo y por lo tanto una baja eficiencia de remoción.

En la Tabla 6 se muestra una relación de diferentes estudios que se han realizado utilizando un reactor tipo UASB. De los quince estudios que se compararon, en 7 casos se utilizaron aguas sintéticas como sustrato. El lixiviado fue otro tipo de contaminante que se utilizó. Sin embargo, debido a la alta carga de materia orgánica expresada como DQO (pueden rebasar los 16,000 mg/L) se le realiza una dilución para reducir la concentración y así poder alimentar el reactor. Las aguas domésticas y residuales tratadas, utilizadas en los trabajos de Rodríguez (2006) y Mohammad and Mahmoud (2008) respectivamente, son aguas donde las concentraciones de DQO son bajas y por esta razón son utilizadas sin ningún problema en los reactores UASB. Las aguas residuales de destilado de granos son aguas con alto contenido de DQO (42,000 mg/L), pero en el estudio de Mengchun y Zonglian (2007) las aguas se colectaron en un contenedor donde se les ajustó

la temperatura y después se procedió a utilizar una alimentación con cargas muy bajas para después ir aumentando paulatinamente la concentración.

En el presente trabajo, se utilizaron aguas residuales porcícolas con concentraciones de 5,366 mg/L de DQO aproximadamente, estas aguas no recibieron ningún tratamiento antes de utilizarse para alimentar el UASB, y por lo tanto existían fluctuaciones con respecto a la carga orgánica, ST y SST utilizada en la alimentación.

La temperatura no fue controlada en el presente estudio, lo cual significa que se estuvo trabajando a temperatura ambiente, sin embargo la temperatura siempre se mantuvo en el rango de 28-30°C.

De los 15 estudios comparados en la tabla solo uno es a escala real (Luostarinen y Sanders 2007), tres son a escala piloto (Álvarez *et al.* 2006, Rodríguez 2006 y el presente estudio) y el resto fue a escala laboratorio. Por lo tanto, a excepción de los 3 UASB a escala piloto, todos los reactores fueron operados controlando las temperaturas para mantenerlos en estado mesofílico. El reactor a escala real fue un estudio basado en su desempeño a diferentes temperaturas por lo que en cierta forma se estuvo controlando.

El tiempo en el cual el sustrato permanece dentro del reactor contribuye a lograr eficiencias altas siempre y cuando exista una biomasa activa. En los estudios que se compararon en la tabla 6 se utilizaron diferentes TRH y se puede observar, que la mayoría muestran valores de TRH mayores a las 24 horas (Yu *et al.* 2001_b; Mengchun y Zonglian 2007), debido a las grandes concentraciones de DQO que presentan.

Tabla 6. Resultados obtenidos de diferentes referencias

Autor	Sustrato	TRH (h)	Inóculo	Adición de reactivo	Arranque (d)	DQO _i (mg/L)	DQO _e (mg/L)	SST _e (mg/L)	% Remoción
(Lara 1995)	Sintético	24	Lodo anaerobio	----	146	3176	599	----	81
(Calli <i>et al.</i> 2006)	Lixiviados	48	Lodo anaerobio	fósforo	---	12,350	----	---	75
(Yu <i>et al.</i> 2001 _a)	Sintético	48	Lodo anaerobio	AlCl ₃	35	4000	----	----	90
(Torres <i>et al.</i> 2004)	Sintético	24-6	Lodo anaerobio	FeCl ₃	72	1600	----	----	80
(Anushyaa 2006)	Sintético	24	Lodo anaerobio	----	----	2240	----	----	88
(Mohammad 2008)	Agua residual tratada	72	Lodo anaerobio	----	----	1267	----	----	87
(Luostarinen <i>et al.</i> 2007)	Aguas negras	96	Lodo granular	----	----	1716	602	----	65
(Mengchun 2007)	Destilado	60	Lodo anaerobio	NaHCO ₃	----	42000	----	----	80
(Ghangrekar <i>et al.</i> 2005)	Sintética	16	Lodo anaerobio	----	90	3253	----	----	95
(Kuan-Yeow <i>et al.</i> 2004)	Sintética	60	Lodo anaerobio	----	10 - 80	2500	----	----	85
(Yu <i>et al.</i> 2001 _b)	Sintética	48	Lodo anaerobio	Ca ²⁺	75	4000	----	----	90
(Torres <i>et al.</i> 2005)	Lixiviados	24	Lodo de laguna	Fósforo, HCl	----	6000	1300	----	90
(Álvarez <i>et al.</i> 2006)	Lixiviado	36	Lodo anaerobio	Ajuste pH	----	16334	----	----	65
(Rodríguez 2006)	Domestica	24-6.7	Lodo de laguna	----	28	526	105	----	80
(Presente estudio)	Porcicola	20	Lodo ruminal	----	47	5366	2136	1945	60

Existe una relación entre el TRH y la eficiencia de remoción que se alcanza en el estado estable, a mayores valores de TRH, se pueden alcanzar mayores remociones de materia orgánica. No obstante, para aguas con elevada carga orgánica, no se pueden obtener remociones tan elevadas que permitan su disposición o eliminación directa al suelo o cuerpos de agua. La NOM-001-SEMARNAT-1996, establece como límite de descarga para aguas subterráneas 30 mg/L de DBO₅. Por este motivo, generalmente se emplean una combinación de procesos de tratamiento anaerobio/aerobio o

anaerobio/aerobio/anóxico. En el proceso aerobio, se complementa la remoción de materia orgánica y se transforma el nitrógeno a su forma amoniacal y posteriormente se oxida a nitritos y a nitratos, en el proceso anóxico los nitratos se reducen a nitritos y a nitrógeno gas, reduciéndose así la concentración de nitrógeno total. En consecuencia, en este estudio, no se pretendió optimizar el proceso anaerobio, sino únicamente reducir la carga orgánica para posteriormente implementar procesos aerobios y anóxicos. Por lo que se probó un valor de TRH bajo (20 horas).

La mayoría de los estudios utilizaron lodos anaerobios provenientes de digestores o lagunas, los cuales algunos no contaban con una buena “sedimentabilidad” así como tampoco una alta actividad metanogénica, por lo que en algunos estudios se vieron en la necesidad de adicionar floculantes para mejorar la eficiencia de este lodo y por consiguiente poder utilizar cargas orgánicas mayores, como es el caso del estudio de Yu *et al.* (2001_a) que utilizaron $AlCl_3$ para mejorar el lodo anaerobio y evitar que se pierda con el efluente y por lo tanto lograr eficiencias de remociones mayores de 85%. En la investigación de Torres *et al.* (2005), hubo la necesidad de utilizar cloruro férrico para mejorar la granulación de los lodos y así poder operar a TRH de 24 h y con ello tener eficiencias del 80%. Ghangrekar y Asolekar (2005), lograron un lodo anaerobio con las mejores características que se puedan obtener, una excelente granulación, sedimentabilidad, actividad metanogénica etc., por tal motivo se pudo ajustar el TRH a tiempos menores y lograr eficiencias mayores a 90%.

Como se ha mencionado anteriormente, el uso de coagulantes en el desempeño de reactores es a veces necesario para mejorar la calidad de la biomasa. Torres *et al.* (2005) utilizaron el cloruro férrico para obtener una mejor calidad de lodo; en los estudios donde se utilizaron lixiviados, se utilizaron fósforo para aumentar la concentración de nutrientes así como también se utilizaron HCl para ajustar el pH.

El inóculo utilizado en este estudio tuvo una buena adaptación con el sustrato y por consiguiente se logró formar un lodo anaerobio capaz de realizar remociones, lo que permitió un corto período de aclimatación y de esta manera se logró un arranque en un periodo de 26 días el cual es muy importante en este tipo de tratamientos porque se logra reducir costos y tiempo. No obstante, la sedimentabilidad del lodo al igual que la formación de gránulos más fuertes se vio limitada debido al exceso del lodo no anaerobio que el agua presentaba.

El lodo no anaerobio fue un parámetro que limitó el desempeño del reactor. La mayoría de los estudios no muestran la cantidad de sólidos que

presentaban sus aguas el cual puede deberse a que muchas fueron aguas sintéticas y por lo tanto solo generan la cantidad de sólidos necesarios para mantener el lodo anaerobio. El agua utilizada por Mengchun y Zonglian (2007) fue obtenida del destilado de granos, la cual tenía una alta concentración de sólidos, no obstante, antes de alimentar el UASB se controlaban las cargas de sólidos.

Haciendo una comparación global, en este estudio se obtuvo una baja eficiencia de remoción de 60.20%, cuando otros estudios han reportado eficiencias mayores o iguales a 80%. A pesar de las remociones obtenidas, la concentración de DQO₅ aún no cumple con las normas oficiales mexicanas para utilizarlas en riego o bien para descargarlas en el acuífero. Por lo tanto, existen muchos factores que influyen en la obtención de eficiencias altas: el tipo de agua, el TRH, la carga orgánica, y por supuesto la cantidad de sólidos.

Se sabe que para este tipo de aguas residuales con elevadas cargas orgánicas se requiere que se ensayen tratamientos combinados anaerobios-aerobios para lograr un porcentaje de remoción mayor a 60%, por lo que las concentraciones de materia orgánica del efluente de este proceso pueden ser tratadas fácilmente con un proceso aerobio posterior.

Conclusiones

Las aguas residuales porcícolas contienen gran cantidad de sólidos por lo que es necesario extraerlos o disminuirlos para aplicarlos a un digestor UASB.

El líquido ruminal se aclimató al sustrato en 19 días y se logró un tiempo de arranque de 47 días.

Con el TRH de 20 horas se logró una eficiencia de remoción de materia orgánica del 76.2%, expresada como DQOs.

El diseño hidráulico del reactor permitió retener la biomasa activa en la zona de lodos del reactor.

El reactor UASB puede llegar a reducir la carga orgánica de las aguas residuales. Sin embargo, se

necesita un segundo tratamiento de tipo aerobio para que cumplan con las normas NOM-001-SEMARNAT-1996.

único sistema de tratamiento de aguas porcícolas, ya que el efluente del tratamiento aún conserva altas concentraciones de carga contaminante.

La tecnología UASB no puede ser usada como

REFERENCIAS

Álvarez J.A., Ruiz I., Gómez M., Presas J., Soto M. (2006). Start-up alternatives and performance of an UASB pilot plant treating diluted municipal wastewater at low temperature. "Bioresource technology". 97, 1649-1649.

APHA, AWWA, WPCF. (2005). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, USA, ed. 19.

Beline F., Boursier H., Guiziou F. and Paul E., (2007). Modelling of biological process during aerobic treatment of piggery wastewater aiming at process optimization, Bioresource Technology, 98 (17): 3298-3308.

Calli B., Mertoglu B., Roest K., Inanc B. (2006). Comparison of long-term performances and final microbial compositions of anaerobic reactors treating landfill leachate. Bioresource Technology (97), 641-647.

Carrillo L. (2003). Microbiología Agrícola. Universidad Nacional de Salta. Disponible en: <http://www.unsa.edu.ar/matbib/micragri/micagricontenido.pdf>. Recuperado el 8 de enero de 2010.

Castillo E., Koh A., Méndez R. y Caballero N., (2010). Tratamiento de aguas residuales de rastro mediante un reactor UASB., Memorias del IX Congreso Internacional y XV Congreso Nacional de Ciencias Ambientales, Chetumal, México.

Clark R.H., Speece R.E. (1989). The pH tolerance of anaerobic digestion. Advanced water pollution research. 27/1-27/14.

de Pinho S. C., Fernández B. S., Rodríguez J. A. D., Ratusnei S. M., Foresti E. and Zaiat M., (2005). Feasibility of treating swine manure in an anaerobic sequencing batch biofilm reactor with mechanical stirring, Applied Biochemistry and Biotechnology, 120(2): 109-120.

De Victorica Almeida J., Galván M. (2006). Tratamiento y aprovechamiento de aguas residuales porcinas, primera etapa. Revista de Ingeniería Ambiental. UNAM, (11) 126-127.

Ghangrekar M., Asolekar S. (2005). Characteristics of sludge developed under different loading conditions during UASB reactor start-up and granulation. "water research". (93), 1123-1133.

Kuan-Yeow S., Joo-Hwa T. (2004). Effects of stressed loading on startup and granulation in upflow anaerobic sludge blanket reactors. "Environmental engineering". 743-752.

Lettinga G., van Velsen A., Hobma S., de Zeeuw W., Klapwijk A. (1989). Use of the Upflow Sludge Blanket reactor concept for biological wastewater treatment, specially for anaerobic treatment. "Biotechnology & Bioengineering". (22), 699-734.

Luostarinen S., Sanders W. (2007). Effect of temperature on anaerobic treatment of black water in UASB-septic tank systems. "Bioresource technology". (98), 980-986.

Méndez R., Chan E., Castillo E., Vázquez E. y Espadas A., (2012). Digestión anaerobia de efluentes de fosas sépticas, Revista Ingeniería, Investigación y Tecnología, ISSN: 1405-7743, XIII (3) 283-293.

Mengchun G., Zonglian S. (2007). Performance evaluation of a mesophilic (37°C) upflow anaerobic sludge blanket reactor in treating distiller's grains wastewater. "hazardous materials". (141), 808-813.

Mohammad A., Mahmoud N. (2008). Start-up of an UASB-septic tank for community on-site treatment of strong domestic sewage. Bioresource technology. 1-9.

Monroy, O. (1992). Control de la digestión anaerobia. En: Curso de bioprocesos anaerobios para el tratamiento de aguas residuales industriales. UAM Iztapalapa.

Noyola A. (1995). Diseño, inoculación y arranque de reactores UASB. En: Memorias del III Taller y seminario Latinoamericano de Tratamiento anaerobio de aguas residuales. Universidad de la República (Editor). Montevideo Uruguay.

Pacheco J., Magaña, A. (2003). Arranque de un Reactor Anaerobio. Ingeniería Académica, UADY, (7), 21-25.

Reem A. A., Anees A., Norli I. and Mohd O. A. K., (2011). Anaerobic co-digestion of palm oil mill effluent with rumen fluid as a co-substrate, Desalination, 269(1-3): 50-57.

Rodríguez J. (2006). Arranque y operación de Reactores Anaerobios. Ingeniería Sanitaria. Colombia.

SEMARNAT, 1996. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996: límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. *Diario Oficial de la Federación*, Enero 6, 1997.

Seunghwan L., Hongshin L., Seongeok L., Sukhuma Ch., Chart Ch., Chongrak P. and Kyuhong A., (2007). Media configuration of upflow anaerobic floating filter for piggery wastewater treatment", Korean Journal of Chemical Engineering, 24(6): 980-988.

Souza, M.E. (1986). Criteria for the utilization, design and operation of UASB reactors, Wat. Sci. Tech. 18(12) 55-69

Speece R. E. (1989). Toxicity in Anaerobic Digestion of biomass. Editorial Chynowth D. Elsevier applied science LTD.

Thipsuree K., Hong S. L., Seung H. L. and Chart Ch., (2009). Application of chemical precipitation and membrane bioreactor hybrid process for piggery wastewater treatment, Bioresource Technology, 100 (6): 1963-1968.

Torres J. (2007). Diseño de una planta de Tratamiento de Agua residual, empleando tratamiento anaerobio (UASB) y tratamiento aerobio (lodos activados). Revista de divulgación.

Torres P., Cardoso A., Rojas O. (2004). Mejoramiento de la Calidad de lodos Anaerobios. Influencia de la Adición de Cloruro Férrico. Ingeniería y Competitividad. 5 (2), 23-31.

Torres P., Rodriguez J., Barba L., Morán A. (2005). Tratamiento anaerobio de lixiviados en reactores UASB. *Ingeniería y Desarrollo*. (18), 50-60.

Yu H. Q., Tay J., Fang H. (2001_a). The roles of calcium in sludge granulation during UASB reactor start-up. *Environmental Engineering*. 35 (4), 1052-1060.

Yu H.Q., Fang H.H.P., Tay J.H. (2001_b). Enhanced sludge granulation in upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors by aluminum chloride. *Chemosphere*. (44), 31-36.

Este documento debe citarse como: Méndez Novelo R., Mena Velázquez R., Castillo Borges E. R., Sauri Riancho M. R. (2013). **Evaluación de un reactor UASB para aguas porcinas inoculado con líquido ruminal**. *Ingeniería, Revista Académica de la FI-UADY*, 17-1, pp 41-55, ISSN 1665-529-X.