Desempeño de reactores UASB bajo condiciones de sobrecargas hidráulicas pluviales

Mónica Liliana Salazar Peláez¹, Icela Dagmar Barceló Quintal², Antônio Domingues Benetti³

Fecha de recepción: 5 de julio de 2012 – Fecha de aprobación: 15 de agosto de 2012

RESUMEN

Aunque en muchas ciudades existen sistemas de alcantarillado separado, en la práctica estos terminan funcionando como sistemas combinados debido a interconexiones con los sistemas pluviales; lo que ocasiona que a las plantas de tratamiento de aguas residuales sean direccionados caudales mucho mayores y cargas de materia orgánicas muy diferentes a las diseñadas, provocando trastornos en la unidades de tratamiento. El objetivo de esta investigación fue evaluar el efecto de la dilución de la materia orgánica influente y el aumento de la carga hidráulica debidos a la lluvia en el desempeño de un reactor UASB y su tiempo de recuperación, así como en las propiedades de su lodo. No se observó un cambio del pH al interior del reactor, aunque se observó un consumo importante de alcalinidad en el interior del reactor que se prolongó hasta por tres veces el TRH del reactor, debido probablemente a una mayor concentración de ácidos graos volátiles al interior del reactor. La producción de biogás disminuyó debido a la dilución de la materia orgánica influente. Las sobrecargas hidráulicas disminuyeron la eficiencia en la remoción de DQO total en el reactor debido al arrastre de sólidos del lecho del lodo causados por el aumento en la velocidad ascensional del reactor, sin embargo, este disturbio sólo se prolongo mientras duró la sobrecarga. En cuanto a las propiedades del lodo, disminuyó el tamaño medio de los gránulos y su velocidad metanogénica específica no presentó cambios significativos.

Palabras clave: Choques de carga hidráulica, dilución de aguas residuales, interconexiones entre alcantarillados separados y pluviales, lodo anaerobio, tiempo de recuperación.

UASB reactor performance under hydraulic overloads caused by rain

ABSTRACT

Although separate systems exist for wastewater collection in many cities, it is common to have interconnections with pluvial systems. Consequently, the wastewater treatment plants receive flowrates and organic loads different than those initially designed, causing operational problems. The objective of this research was to evaluate the effect of influent organic matter dilution and flow increase due to rain on UASB reactor performance and recovering time, as well as on the characteristics of the sludge. It was not observed significative changes in pH levels inside the UASB reactors. On the other hand, alkalinity levels decreased during a period about three times HRT. Biogas production also diminished as a consequence of influent organic matter dilution. Hydraulic overloads caused a decrease in DQO removal efficiency due, in part, to solids losses from the reactor that resulted from the increase in the upflow velocity. The decrease in efficiency due, as well as soon as the shock load was terminated. Hydraulic overloads caused a decrease in the mean size of the sludge granule, as well as in their sedimentation velocities. Shock loads didn't affect significantly the sludge specific methanogenic activity.

Keywords: Hydraulic overloads, sewage dilution, interconnetions between separate and pluvial sewage, anaerobic sludge, recover time.

¹ Profesor Visitante del Departamento de Ciencias Básicas de la Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Azcapotzalco, México. Correo electrónico: monsalazarp@gmail.com

² Profesor Investigador del Departamento de Ciencias Básicas de la Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Azcapotzalco, México. Correo electrónico: ibarceloq@gmail.com

³ Profesor del Instituto de Pesquisas Hidráulicas (IPH) de la Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Brasil. Correo electrónico: benetti@iph.ufrgs.br

Nota: El período de discusión está abierto hasta el 1° de marzo de 2013. Este artículo de investigación es parte de Ingeniería– Revista Académica de la Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma de Yucatán, Vol. 16, No.2, 2012, ISSN 1665-529-X.

Introducción

Los sistemas de alcantarillado urbano se clasifican en tres tipos, según el grado de separación existente entre las aguas residuales que transportan: sistema unitario o combinado, sistema separador absoluto y sistema separador parcial. En el sistema unitario las aguas pluviales y las aguas residuales sanitarias son transportadas por un sistema único. En el sistema separador absoluto las aguas lluvias son transportadas en un sistema independiente al que transporta las aguas residuales domésticas e industriales. Por último, en el sistema separador parcial, una parte de las aguas lluvias es transportada por el sistema que transporta las aguas residuales (Tsutiya y Bueno, 2005).

En muchas ciudades existen sólo sistemas de alcantarillado combinado y, en aquellas ciudades donde se construyen sistemas de alcantarillado separado, estos muchas veces funcionan como sistemas separadores parciales debido a las interconexiones clandestinas o erradas entre los sistemas pluviales y los sistemas que transportan las aguas residuales, lo que conlleva a variaciones en los caudales y concentraciones de la materia orgánica influentes en la plantas de tratamiento de aguas residuales, muy diferentes a las inicialmente concebidas en los diseños, trayendo consecuencias perjudiciales en su operación (Pereira *et al.*, 2003).

Las interconexiones entre las redes de alcantarillado pluvial y de aguas residuales ocasionan variaciones de carga orgánica y de caudales influentes, los cuales resultan ser muy diferentes a los inicialmente diseñados para las plantas de tratamiento de agua residual (PTAR), lo que implica cambios en los parámetros cinéticos y operacionales, con consecuencias adversas para el desempeño de los sistemas de tratamiento tanto aerobios como anaerobios. En muchos casos, para manejar las sobrecargas debidas a eventos de lluvia algunos operadores han optado por sobredimensionar los sistemas de tratamiento o por construir grandes tanques de ecualización; sin embargo dichas modificaciones pueden llegar a ser muy onerosas, dado que son necesarias menos del 10% del año (Crumb y West, 2000).

Al inicio del evento de lluvia existe un aumento en la carga contaminante ocasionada por el arrastre de sedimentos depositados en los alcantarillados, lo cual conlleva cambios en la biodegradabilidad del influente (Sakrabani *et al.*, 2009). El aumento en el caudal influente puede comprometer las unidades de tratamiento al provocar arrastre de sólidos y biomasa activa, y aguas residuales sin tratamiento alguno pueden ser vertidas a los cuerpos de agua, generando problemas ambientales. Para el caso específico de los reactores UASB, grandes variaciones en los caudales y

concentraciones influentes pueden perturbar el balance entre la acidogénesis y la metanogénesis en el reactor, así como causar el lavado de la biomasa por fuera del reactor (Metcalf y Eddy, 2003).

A pesar de la gran cantidad de investigaciones existentes sobre reactores UASB, la literatura especializada presenta pocos estudios sobre el comportamiento de este tipo de sistemas cuando son sometidos a variaciones extremas en sus condiciones de operación, tal como los que ocurren por sobrecargas hidráulicas debidas a las lluvias. Es así como esta investigación tuvo por objetivo evaluar el efecto de la dilución de la materia orgánica y del aumento del caudal influente debidos a sobrecargas hidráulicas pluviales en el desempeño, tiempo de recuperación y propiedades del lodo de un reactor UASB a través de experimentos a escala laboratorio con agua residual sintética que simuló la concentración de DQO típica de las aguas residuales domesticas.

Metodología

Los experimentos fueron realizados en el Laboratorio de Saneamiento Ambiental del Instituto de Pesquisas Hidráulicas de la Universidade Federal do Rio Grande do Sul (Brasil). Se emplearon tres reactores UASB en acrílico (Figura 1) con un volumen útil de 17 L, operados a una temperatura de 30 ± 2 °C. Un reactor sirvió como control mientras que los otros dos fueron sometidos a sobrecargas hidráulicas idénticas en las que se aumentó el caudal y se diluyó la materia orgánica influente.

Los reactores fueron inoculados con lodo granular proveniente de un reactor UASB que trata el efluente de una fábrica de gelatina, para obtener una carga biológica de 0.11 kg DQO/ kg SVT–d y alimentados con agua residual sintética con una concentración de DQO entorno de 600 mg/L compuesta por acetato de sodio y glucosa y que contenía, además, alcalinidad (1250 mg/L CaCO₃) y macro y micronutrientes. Los demás parámetros operacionales fueron: carga orgánica volumétrica (COV) de 2.0 kgDQO/m³-d, caudal de 2.4 L/h y tiempo de retención hidráulica (TRH) de 7 h.

Los reactores se operaron durante dos meses para permitir la adaptación del lodo al influente sintético. Se tomaron muestras compuestas del influente y del efluente de cada reactor tres veces por semana. Determinaciones analíticas de DQO total y disuelta, sólidos totales (ST), suspendidos (SS), volátiles (SV) y suspendidos volátiles (SSV), pH y alcalinidad total fueron realizadas en estas muestras según el Standard Methods (American Public Health Association *et al.*, 1998).



Figura 1. Esquema de los reactores UASB

Posteriormente se simuló una temporada de lluvias, en la cual se aumentó el caudal y se disminuyó la carga orgánica influente de dos de los reactores UASB (Tabla 1). En esta simulación no se consideró el efecto del "First Flush", el cual consiste en un aumento inicial de la carga orgánica y de sólidos debido al lavado que el agua de lluvia ejerce sobre los materiales depositados en las calles, banquetas y al interior de las tuberías de alcantarillado al comienzo de la misma (Sakrabani *et al.*, 2009).

Durante la simulación de la temporada de lluvias se realizaron 18 choques en los cuales la concentración de DQO varió entre 128 mg/L y 446 mg/L y el caudal entre 3.5 L/h y 16.8 L/h (Tabla 1). El monitoreo se

realizó para cada corrida y comenzó 5 minutos antes de cada sobrecarga y terminó una hora después del fin de la misma, con recolección de muestras a cada hora. Se realizaron los mismos análisis que en la fase de adaptación del lodo. La producción de biogás se midió utilizando el método de desplazamiento del líquido por el biogás producido en una probeta graduada. Antes de llegar a la probeta, el biogás pasó por una botella Drashoff con solución de NaOH 2.5 % (p/p).

Para evaluar la variabilidad en la concentración de la DQO y en la eficiencia del tratamiento durante los choques fue empleado el coeficiente de variabilidad, calculado por la ecuación 1 (Devore, 1991):

CV = 100 * [Desviación Estándar / Promedio]

Ecuación 1

DQU y alca	linidad influente	a influence de las corridas durante la simulación de la temporada de fluvias					
COPPIDA	DURACIÓN	CAUDAL	TRH	V _{As}	DQO	ALCALINIDAD	
CORRIDA	(Horas)	(L/h)	(h)	(m/h)	(mg/L)	(mg/L de CaCO ₃)	
1	1.5	16.8	1.0	1.49	128	306.0	
2	1.0	13.2	1.3	1.17	240	326.0	
3	2.0	6.0	2.8	0.53	384	856.8	
4	2.5	4.0	4.3	0.35	384	856.8	
5	4.0	4.2	4.0	0.38	352	591.6	
6	1.5	6.0	2.8	0.53	341	652.8	
7	2.0	4.3	4.0	0.38	248	550.8	
8	4.0	4.8	3.5	0.42	403	652.8	
9	1.0	16.8	1.0	1.49	192	326.4	
10	1.0	16.8	1.0	1.49	124	326.4	
11	2.0	6.0	2.8	0.53	300	673.2	
12	2.0	5.0	3.4	0.44	240	510.0	
13	3.0	7.5	2.3	0.66	217	346.8	
14	3.0	3.5	4.9	0.31	330	714.0	
15	3.0	12.0	1.4	1.06	446	774.0	
16	3.0	10.0	1.7	0.88	352	734.0	
17	1.5	14.0	1.2	1.24	199	550.0	
18	2.0	9.0	1.9	0.80	265	550.0	

Tabla 1. Duración, Caudal, Tiempo de retención hidráulica (TRH), Velocidad ascensional (V_{As}), DQO y alcalinidad influente de las corridas durante la simulación de la temporada de lluvias

También se tomó una muestra del inóculo y otra muestra del lodo del reactor UASB al final de los 18 choques. Las muestras se conservaron a 4 °C para posteriormente realizar los siguientes análisis: ST y SVT (American Public Health Association *et al.*, 1998), perfil de lodos (Chernicharo, 1999); velocidad de sedimentación usando el tubo Griffith (Miranda, 2004); granulometría de las partículas usando un analizador laser de tamaño de partículas CILAS 1180 fabricado por *Company Industrielle des Lasers* que cubre un rango de tamaño entre 0,04 – 2500 μm (Miranda, 2004); actividad metanogénica específica (AME) usando un respirómetro anaerobio (Monteggia, 1997).

Para calcular la velocidad media de sedimentación fue empleada la ecuación 2 propuesta por Ghangrekar *et al.* (2005):

Vel. Med. Sed. = Σ [% en peso de la fracción sedimentada * Vel. Sed. Fracción] Ecuación 2

Resultados y discusión

En todas las figuras presentadas en esta sección, el primer y el último punto corresponden a las muestras tomadas justo antes y justo después del transcurso de las perturbaciones. Los puntos intermedios muestran los valores obtenidos durante el transcurso de las mismas.

Con el fin de resumir los resultados obtenidos y mostrar las tendencias encontradas en las sobrecargas hidráulicas, se escogieron las corridas 9 y 16, para ilustrar los hallazgos encontrados para las sobrecargas consideradas más fuertes (Corrida 9 con TRH: 1 h y DQO: 192 mg/L) y aquellas consideradas leves (Corrida 16 con TRH: 3 h y DQO: 352 mg/L).

Desempeño del Reactor UASB

La figura 2 muestra los resultados de pH para el reactor UASB durante las corridas 9 y 16. La figura 2 indica que durante los choques que simularon una temporada de lluvias no ocurrieron variaciones notables en el pH, estando éste siempre cercano a la neutralidad, por lo que no hubo peligro de inestabilidad en los reactores debido a la capacidad de tamponamiento del influente.

La figura 3 presenta las concentraciones de alcalinidad en el influente y efluente del reactor UASB durante los choques 9 y 16.



Figura 2. pH en el reactor UASB durante los choques 9 y 16



Figura 3. Alcalinidad influente y efluente del reactor UASB durante las corridas 9 y 16



Figura 4. Sólidos suspendidos totales y Sólidos suspendidos totales en el efluente del reactor UASB en los choques 9 y 16

La alcalinidad sólo mostró disminuciones importantes durante las sobrecargas más drásticas, esto es, aquellas que tuvieran un TRH de aproximadamente una hora y concentraciones de DQO menores de 200 mg/L. Este consumo fue causado presumiblemente a un aumento en la concentración de ácidos grasos en el efluente. Según Leitão et al. (2006), cuando los reactores UASB son sometidos a choques de carga hidráulica se presenta la inhibición de la metanogénesis ocasionada por la entrada de un flujo mayor de oxigeno presente en el influente, hipótesis que es sustentada por el aumento en la concentración de DOO disuelta durante las corridas. La disminución en la concentración de la alcalinidad efluente también pudo haber sido causada por la dilución en la concentración de la alcalinidad influente.

La figura 4 muestra los resultados obtenidos para SS y SSV en los choques 9 y 16.

Con las sobrecargas volumétricas se encontró que el aumento en el caudal incrementó la concentración efluente de SS y SSV en el reactor UASB; incremento que fue más notable en las corridas que correspondían a TRH menores, es decir, a velocidades ascensionales mayores; aunque es importante anotar que el reactor siempre se recuperó antes del final de los choques. También hay que destacar que en el efluente del reactor UASB se alcanzaron concentraciones menores de sólidos que las presentadas antes del choque. Este comportamiento pudo ser causado por el lavado de las partículas más finas del lodo que podían ser arrastradas inclusive a TRH de operación normal del reactor.

La figura 5 muestra la concentración de DQO total

efluente en el reactor UASB durante las corridas 9 v 16. En esta figura es posible observar que después del comienzo de la corrida 9, el reactor UASB presentó una concentración efluente de DOO total de 320 mg/L. Después, la concentración de DQO total comenzó a disminuir hasta un nivel de 64 mg/L al final de la sobrecarga volumétrica. En la corrida 16, el reactor UASB alcanzó una concentración efluente de DQO total de 224 mg/L, concentración que luego disminuyó a 64 mg/L. El incremento en la concentración de DQO total inmediatamente después del comienzo de los choques está relacionado con el arrastre inicial de sólidos debido al aumento en la velocidad ascensional. El arrastre de sólidos fue mayor en la corrida 9, producto del menor TRH al cual fueron sometidos los reactores en la misma, razón por la cual la concentración de DQO total fue mayor en la corrida 9 que en la corrida 16. Las sobrecargas hidráulicas también ocasionaron la disminución instantánea en la remoción de DQO total, mostrando un pico justo después del choque, debido al aumento en la concentración efluente de SS. Este comportamiento no se observó después del final de los choques, volviendo a los niveles de concentración observados antes del choque.

En el caso de la DQO disuelta, la concentración efluente permaneció constante en el reactor con un valor de 32 mg/L. Solamente se observó un aumento en la concentración de DQO disuelta de 64 mg/L y la consiguiente disminución en la remoción de DQO disuelta cuando el reactor UASB fue sometido a sobrecargas con TRH aproximadamente igual a 1 hora y DQO afluente menor de 250 mg/L. Debido a la corta duración de estos choques, el reactor UASB no alcanzó niveles más bajos de remoción de DQO.



Figura 5. DQO total influente y efluente en el reactor UASB durante los choques 9 y 16



Figura 6. Producción de biogás en el Reactor UASB durante los choques 9 y 16

Producción de metano

Utilizando la ecuación de gases ideales, es posible calcular el volumen de metano que corresponde a una mol:

A 30°C,
$$V = \frac{n \cdot R \cdot T}{p} = \frac{1 mol \cdot 0.082057 \frac{atm \cdot L}{mol \cdot K} \cdot (273.15 + 30) K}{1 atm} = 24.876 LCH_{2}$$

Así, se obtiene que una mol de metano equivale a 24.876 L.

Teóricamente, el metano y la DQO están relacionados a través de la siguiente ecuación química:

$$CH_4 + 2 O_2 \rightarrow CO_2 + 2 H_2O$$

Según la cual, por cada mol de metano (o 24.876 L), se requerirán 64 gramos de oxígeno, o de DQO. Así, según esta relación se producirán 0.39 L de metano, por cada gramo de DQO removida:

$$\frac{24.876 LCH_4}{mol CH_4} \cdot \frac{1mol CH_4}{64 g DQO} = 0.39 \frac{LCH_4}{g DQO}$$

De acuerdo a la relación anterior, se encuentra que la producción real de metano obtenida durante la operación del reactor ($0.37 \text{ L CH}_4/\text{g DQO}$) antes de las sobrecargas hidráulicas es muy cercana a la teórica y similar a la reportada por otros autores que operaron reactores UASB para el tratamiento de aguas residual doméstica ($0.34 \text{ L CH}_4/\text{g DQO}$) (Behling *et al.*, 1997; Leitão *et al.*, 2005). Esta condición se preservó inclusive durante las sobrecargas hidráulicas, por ejemplo, para la tercera hora de la corrida 16, la producción teórica de metano fue de 112.3 mL, mientras que la producción real fue de 120 mL.

El punto inicial de cada corrida (Figura 6) muestra el volumen de metano obtenido inmediatamente antes del inicio de la sobrecarga; los puntos siguientes, que corresponden a los puntos obtenidos durante la sobrecarga, muestran una disminución de aproximadamente el 40% en la producción de metano con respecto a la producción inicial del reactor UASB. El último punto fue tomado después del final de la sobrecarga, y aunque la producción de metano es mayor en este punto en comparación con los puntos obtenidos en la perturbación, es aún menor a la producción de metano inicialmente registrada en todas las sobrecargas, por lo que se sugiere que el reactor necesita de cierto tiempo de recuperación para alcanzar de nuevo los niveles de producción de metano que tenía antes de la sobrecarga.

La disminución en la producción de biogás observada durante las corridas, coincide con lo encontrado por otros investigadores (Chua *et al.*, 1997, Nachaiyasit y Stuckey, 1997). La disminución que se encontró fue siempre proporcional al grado de dilución de la materia orgánica influente, por ejemplo en la corrida 16 una disminución del 38.9% en la DQO influente causó una disminución en la producción de biogás de aproximadamente 40%. Después del final de los choques la producción de biogás entró en una etapa de transición desde los niveles bajos presentados durante los choques hacia los niveles de producción que se observaron antes del inicio de las perturbaciones, dicha transición duró de dos a tres horas después del fin de las sobrecargas.

Dos hechos pueden explicar la disminución en la producción de biogás durante la sobrecarga: el primero está relacionado con la disminución en la concentración de materia orgánica influente y el segundo está relacionado con el acortamiento del TRH; el cual pudo haber llevado a la introducción de una mayor cantidad de oxígeno disuelto proveniente del influente dentro del reactor UASB, lo que excedió la capacidad de las bacterias facultativas. Estos dos hechos, en conjunto, pudieron haber causado la inhibición de la metanogénesis (Leitão *et al.*, 2005). Finalmente, con un TRH más corto y concentraciones bajos de sustrato existieron limitaciones de transferencia de masa dentro del reactor UASB.

La tabla 3 presenta el CV de DQO total y disuelta en los reactores UASB 1 y 2. En dicha tabla se encuentra que la concentración de DQO influente exhibió

variaciones de hasta 58%, debido a las diluciones de materia orgánica que se realizaron junto con las sobrecargas volumétricas. La concentración de DQO total efluente y su eficiencia de remoción en varios choques presentaron variaciones alrededor del 100% y de hasta 570% respectivamente, con las corridas con sobrecargas más severas debido al lavado del lodo anaerobio por fuera del reactor UASB. En el caso de las corridas más leves se encontró que el coeficiente de variación fue bajo, llegando a ser cero en la concentración del efluente. En el caso de la remoción de DQO disuelta, variaciones de hasta 45% fueron encontradas. Estos resultados muestran que los reactores UASB tiene poca capacidad de atenuación cuando son sometidos a choques severos (TDH< 2h, DQO< 200mg/L), aunque consiguen atenuar choques más leves. Esta afirmación se puede constatar al observar que los coeficientes de variación de la concentración efluente y la remoción de DQO total alcanzaron los valores más altos en los choques más severos.

	Duración	Caudal	TRH (h)	DQO	CV Influente	Reactor UASB			
						CV	CV %	CV	CV %
Choque						DQO	Remoción	DQO	Remoción
	(11)	(L/II)		(IIIg /L)	mnuente	Efluente	DQO	Efluente	DQO
						Disuelta	Disuelta	Total	Total
1	1.5	16.8	1.0	128	58	19	42	43	155
2	1.0	13.2	1.3	240	34	0	8	93	461
3	2.0	6.0	2.8	384	25	35	5	40	26
4	2.5	4.0	4.3	384	25	0	2	75	38
5	4.0	4.3	4.0	352	29	25	7	19	7
6	1.5	6.0	2.8	341	31	0	2	35	10
7	2.0	4.3	4.0	248	37	0	4	24	23
8	4.0	4.8	3.5	403	20	0	1	66	16
9	1.0	16.8	1.0	192	37	28	14	71	209
10	1.0	16.8	1.0	124	51	0	11	106	572
11	2.0	6.0	2.8	300	31	0	3	26	26
12	2.0	5.0	3.4	240	41	35	9	96	39
13	3.0	7.5	2.3	217	50	0	4	35	18
14	3.0	3.5	4.9	330	27	35	2	20	4
15	3.0	12.0	1.4	446	12	35	2	20	4
16	3.0	10.0	1.7	352	24	0	2	67	29
17	1.5	14.0	1.2	199	49	33	17	35	21
18	2.0	9.0	1.9	265	37	0	4	19	14

Tabla 3. Coeficiente de variación de la concentración de DQO total influente y efluente y delporcentaje de remoción en los Reactores 1 y 2

Salazar-Peláez et al / Ingeniería 16-2 (2012) 109-119

Tabla 4. Caracterización del moedio					
Prueba	Resultado				
ST (mg/L)	61380				
SVT (mg/L)	48620				
AME (g DQO CH ₄ / g SVT. h)	0.0288				
Vel. Media Sedimentación (m/h)	56.5				
Tamaño medio (µm)	1958				

Tabla 4. Caracterización del inóculo

Propiedades del lodo anaerobio

En la tabla 4 son presentados los resultados de la caracterización del inóculo de los reactores.

De la tabla 4 es posible calcular la relación entre SVT/ST, igual a 0.8, indicando que en el inóculo existía un gran porcentaje de microorganismos viables. Una alta velocidad de sedimentación en el inóculo es deseable para disminuir la posibilidad de pérdida de biomasa activa en el efluente del reactor. Al analizar la velocidad media de sedimentación es posible observar que este inóculo poseía buenas características de sedimentación. La velocidad media de sedimentación de 56.5 m/h es considerada por muchos investigadores como característica de un lodo granular con buena sedimentación (Park et al., 1997; Lens et al., 2005). El tamaño de las partículas es importante porque de este depende a su velocidad de sedimentación, como es explicado por la lev de Stokes (Johnson et al., 1996). El tamaño medio de aproximadamente 96% de las partículas fue superior a 1958 um, situado dentro del rango de tamaños considerada ideal para propósitos prácticos (Liu y Tay, 2004). El valor medido da AME para el lodo del inóculo de los reactores fue 0.7 g DOO CH4/g SVT.d. situado dentro del rango de 0,3-1,2 g DQO CH₄/g SSV.d reportado en la literatura para lodo granular (Fang y Chui, 1993).

Al inicio de la operación del reactor, este tenía 305.4 g de SVT, mientras que al final de la simulación de la temporada de lluvias fue de sólo 199.2 g de SVT, mostrando que la simulación de la temporada de lluvias provocó una pérdida de biomasa de aproximadamente 35%, hecho que se debió al aumento de la velocidad ascensional en el interior del reactor producto de la disminución del TRH.

Al finalizar la simulación de la temporada de lluvia la velocidad media de sedimentación del lodo disminuyó a 47.52 m/h y el tamaño medio de partículas también disminuyó a 1047µm. Cuando se aumenta la velocidad ascensional (por encima de 1m/h), los gránulos quedan más expuestos a la acción abrasiva de las fuerzas de corte y a la erosión resultante de las condiciones hidrodinámicas dentro del reactor, llegando a ser fragmentados en partículas más

pequeñas (Blaszczyk *et al.*, 1994), las cuales pueden ser arrastradas por fuera del reactor (Kosaric *et al.*, 1990a). La disminución de la velocidad media de sedimentación y del tamaño medio de las partículas, así como la pérdida de biomasa del reactor también fueron observadas por Kosaric *et al.* (1990b) cuando operaron reactores UASB a velocidades ascensionales mayores a 1 m/h. Sin embargo, es importante aclarar que aunque las sobrecargas tuvieron un efecto adverso en el lodo, este aún poseía buenas características de sedimentación, lo que evitó el arrastre total del lodo por fuera del reactor (Andras *et al.*, 1989).

La AME que se encontró al final de la simulación de la temporada de lluvia fue de 0.0254 g DQO-CH₄/ g SVT. H, por lo que no se presentaron diferencias significativas entre este valor y el obtenido en el inóculo del reactor, por lo que la pérdida de biomasa no afectó la capacidad del lodo de transformar la materia orgánica influente en metano.

Conclusiones

Los resultados obtenidos en la presente investigación permitieron concluir que:

- El aumento del caudal y la dilución de materia orgánica influente tuvieron un efecto adverso en el desempeño del reactor UASB al provocar disminución en la remoción de DQO total y disuelta. Sin embargo, el reactor se recuperó después del final de las perturbaciones y alcanzó los niveles de remoción presentados antes de las mismas.
- Los choques no provocaron caídas drásticas de pH debido a que el reactor contaba con suficiente capacidad de tamponamiento, producto de la alcalinidad del influente.
- 3. La disminución en la producción de metano pudo deberse a la dilución en la concentración de DQO en el influente del reactor UASB y a la inhibición en la metanogénesis producto de un incremento en la concentración de oxígeno dentro del reactor y del descenso en la temperatura causadas por el aumento en el caudal.
- 4. El tiempo de recuperación dependió del grado de dilución de materia orgánica influente, del grado

de incremento del caudal y de la duración de los choques.

- 5. Los altos valores encontrados en el coeficiente de variabilidad encontrados en la DQO efluente del reactor UASB mostraron que éste tiene poca capacidad de atenuación cuando se somete a perturbaciones severas de carga hidráulica y dilución de materia orgánica (TRH menor de 2 horas y concentración de DQO total menor de 200mg/L).
- 6. La sobrecarga volumétrica provocó la disminución de la velocidad media de sedimentación y del tamaño medio de las partículas del lodo del reactor, así como pérdida de biomasa del interior del mismo. Sin embargo, la pérdida de biomasa no afectó la capacidad del lodo de transformar la materia orgánica influente en metano y, de hecho, éste siguió conservando buenas características de sedimentación.

Reconocimientos

Este trabajo fue financiado por la Fundación de Apoyo a la Investigación de Rio Grande do Sul, Brasil (Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Rio Grande do Sul – FAPERGS). La primera autora agradece también al Consejo Nacional de Desarrollo Científico y Tecnológico, Brasil (Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq) por su beca de maestría.

Referencias

American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation. (1998). "Standard methods for the examination of water and wastewater". 20th ed. APHA. Washington D.C., Estados Unidos.

Andras E., Kennedy K.J., Richardson D.A. (1989). Test for characterizing settleability of anaerobic sludge. "Environmental Technology Letters", 10(5), 463-470.

Blaszczyk, R., Gardner, D., Kosaric, N. (1994). Response and recovery of granules from shock loading. "Water Research", 28(3), 675-680.

Belhing E., Diaz A., Colina G., Herrera M., Gutierrez E., Chacin E., Fernandez N., Forster C.F. (1997). Domestic wastewater treatment using a UASB reactor. "Bioresource Technology", 61, 239-245.

Chernicharo C.A. de L. (1999). Reatores anaeróbios de manta de lodos. En: "Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo" Campos, R. C. 155-198. ABES, Rio de Janeiro, Brasil.

Chua H., Hu W.F., Yu P.H.F., Cheung M.W.L. (1997). Response of an anaerobic fixed-film reactor to hydraulic shock loadings. "Bioresource Technology", 61(1), 79-83.

Crumb S.F., West R. (2000). After the rain. "Water Environment & Technology", 12(4), 41-45.

Fang H.H.P., Chui H.K. (1993). Maximum COD loading capacity in UASB reactors at 37 °C. "Journal of the Environmental Engineering", 119(1),103-119.

Ghangrekar M.M., Asolekar S.R., Joshi S.G. (2005). Characteristics of sludge developed under different loading conditions during UASB reactor start-up and granulation. "Water Research", 39(6), 1123-1133.

Johnson C.P., Li X.Y., Logan B.E. (1996). Settling velocities of fractal aggregates. "Environmental Science and Technology", 30(6), 1911-1918.

Kosaric N., Blaszczyk R., Orphan L. (1990a). Factors influencing formation and maintenance of granules in anaerobic sludge blanket reactors (UASBR). "Water Science and Technology", 22(9), 275-282.

Kosaric N., Blaszczyk R., Orphan L., Valladarfs J. (1990b). The characteristics of granules from upflow anaerobic sludge blanket reactors. "Water Research", 24(12), 1473-1477.

Leitão R.C., Silva-Filho J.A., Sanders W., van Haandel A.C., Zeeman G., Lettinga G. (2005). The effect of

Salazar-Peláez et al / Ingeniería 16-2 (2012) 109-119

operational conditions on the performance of UASB reactors for domestic wastewater treatment. "Water Science and Technology", 52(1-2), 299-305.

Leitão R.C., Santaella S.T., van Haandel A.C., Zeeman G., Lettinga G. (2006). The effects of hydraulic and organic shock loads on the robustness of upflow anaerobic sludge blanket reactors treating sewage. "Water Science and Technology", 54(2), 49-55.

Lens P.N.L., Van den Bosch M. C., Hulshoff Pol L. W., Lettinga G. (2005). Effect of staging on volatile fatty acid degradation in sulphidogenic granular sludge reactor. "Water Research", 32(4), 1178-1192.

Liu Y., Tay J.H. (2004). State of the art of biogranulation technology for wastewater treatment. "Biotechnology Advances", 22(7), 533-563.

Metcalf & Eddy. (2003). "Wastewater engineering: treatment and reuse". 4th ed. McGraw-Hill.

Miranda, L. A. S. (2004) "Estudo dos efeitos dos óleos e graxas em reatores de alta taxa, utilizando técnicas clássicas e hibridação *in situ* com sondas fluorescentes". Tesis de Doctorado, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Rio Grande do Sul, Brasil.

Monteggia L.O. (1997). Proposta de metodologia para avaliação do parâmetro "Atividade Metanogênica Específica". En: Anales del 19 Congresso Brasileiro De Engenharia Sanitária E Ambiental, Foz do Iguaçu, Brasil.

Nachaiyasit S., Stuckey C. (1997). The effect of shock loads on the performance of anaerobic baffled reactor (ABR). 1. Step changes in feed concentration at constant retention time. "Water Research", 31(11), 2737-2746.

Park J.E., Kim J.O., Lee W.B., Lee S.T., Lee J.J (1997). UASB performance in presence of algae and synthetic media. "Water Science and Technology", 36(12), 125-133.

Pereira C.E.B., Soares S.R.A., Sampaio S.P. (2003). "Efeito do aporte de águas pluviais ao sistema de esgotos sanitários: variação da vazão afluente à estação de tratamento de esgotos". En: Anales del 22 Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Joinville, Brasil.

Sakrabani R., Vollertsen J., Ashley R.M., Hvitved-Jacobsen T. (2009). Biodegradability of organic matter associated with sewer sediments during first flush. "Science of the Total Environment", 407(8), 2989-2995. Tsutiya M.T., Bueno R.C.R. (2005). "Contribuição de águas pluviais em sistemas de esgoto sanitário no estado de São Paulo". En: Anales del 23 Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Campo Grande, Brasil.

Este documento debe citarse como: Salazar Peláez M. L., Barceló Quintal I. D., Domingues Benetti A., (2012). **Desempeño de reactores UASB bajo condiciones de sobrecargas hidráulicas pluviales**. Ingeniería, Revista Académica de la FI-UADY, 16-2, pp 93-107, ISSN 1665-529-X.