

EFFECTO DE LAS AGUAS LLUVIAS SOBRE LA EFICIENCIA DE REACTORES UASB

MÓNICA LILIANA SALAZAR PELÁEZ

Calle 44A #69A-04. Ap. 904. Edificio San Felipe. Medellín, Colombia
e-mail: 00145419@ufrgs.br

ANTÔNIO DOMINGUES BENETTI

Avenida Bento Gonçalves, 9500. CEP 91510-970. Porto Alegre (RS), Brasil
e-mail: benetti@iph.ufrgs.br

RESUMEN

Muchas plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) reciben afluentes muy diferentes a los esperados debido al aporte de aguas pluviales, producto de las interconexiones entre los sistemas de recolección de aguas residuales y pluviales, o a que sólo existen alcantarillados combinados. Este fenómeno provoca trastornos en la operación de las PTAR y vertimientos de grandes volúmenes de aguas residuales sin ningún tratamiento en los cuerpos receptores. Esta investigación analizó los impactos causados por el aporte de aguas lluvias en el desempeño de reactores UASB y su tiempo de recuperación. Fueron utilizados tres reactores en escala de laboratorio de 17L que trataron agua residual sintética con una concentración de DQO de 600mg/L. El experimento fue dividido en tres fases: 1) Aclimatación, 2) Choques individuales de carga hidráulica y dilución de materia orgánica y 3) Simulación de una temporada de lluvias. Los choques ocasionaron disminución en la remoción de DQO total, disuelta y en la producción de metano además de pérdida de biomasa activa. Aunque el pH dentro de los reactores se mantuvo cercano a la neutralidad, se observó gasto de alcalinidad. Los efectos y el tiempo de recuperación fueron proporcionales a la duración y magnitud de las perturbaciones.

PALABRAS CLAVE

Choques de carga hidráulica, Dilución de materia orgánica, Interconexiones entre redes.

INTRODUCCIÓN

Los sistemas de alcantarillados se clasifican en combinado, separador absoluto y separador parcial, según el grado de separación que existe entre las aguas que transportan (Tsutiya y Bueno, 2005). Aunque muchas ciudades poseen sistemas separados de recolección de aguas residuales y aguas pluviales, estos terminan funcionando como sistemas separadores parciales debido a las interconexiones

erradas entre los dos sistemas. La entrada de aguas pluviales a las redes de recolección de aguas residuales hace que las plantas de agua residual (PTAR) reciban caudales y cargas orgánicas muy diferentes a las inicialmente diseñadas causando problemas en la operación de las diferentes unidades de tratamiento (Pereira *et al.*, 2003). El aumento en el caudal y la dilución de la carga orgánica, producto del aporte de aguas pluviales, provoca arrastre de sólidos, cambios en el equilibrio entre la acidogénesis y la metanogénesis y en los parámetros cinéticos y operacionales de las unidades de tratamiento, con consecuencias perjudiciales para el desempeño de las PTAR (Metcalf y Eddy, 2003).

La literatura científica reporta pocas investigaciones que evalúen el comportamiento de los reactores UASB cuando son sometidos a condiciones extremas de operación (Leitão *et al.*, 2006), como las que ocurren durante las temporadas de lluvias. Así, esta investigación tuvo por objetivos estudiar el efecto conjunto de la dilución de la materia orgánica y del aumento de la carga hidráulica, producto del aporte de aguas pluviales, en la calidad del efluente, la eficiencia del tratamiento y el tiempo de recuperación de reactores UASB.

METODOLOGÍA

Los experimentos fueron realizados en el Laboratorio de Saneamiento Ambiental del Instituto de Pesquisas Hidráulicas de la Universidad Federal do Rio Grande do Sul (Brasil). Se emplearon tres reactores UASB en acrílico (Figura 1) con un volumen útil de 17L, operados a una temperatura de $30 \pm 2^\circ \text{C}$. Un reactor sirvió como control mientras que los otros dos fueron sometidos a choques de carga hidráulica y dilución de materia orgánica.

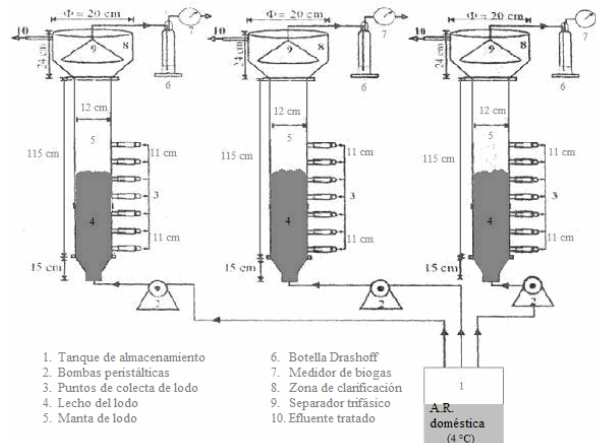


Figura 1. Esquema de los reactores UASB

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 0.11kg DQO/ kg SVT-d y alimentados con agua residual sintética con una concentración de DQO entorno de 600mg/L compuesta por acetato de sodio y

glucosa y que contenía, además, alcalinidad y macro y micronutrientes. Los demás parámetros operacionales fueron: carga orgánica volumétrica (COV): 2.0kgDQO/m³-d, caudal: 2.4L/h y tiempo de retención hidráulico (TRH): 7h.

La operación de los reactores fue dividida en tres fases:

1°) Arranque y aclimatación de los reactores: En esta fase los reactores se operaron durante dos meses para permitir la adaptación del lodo al nuevo afluente. Se tomaron muestras compuestas del afluente 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 (1998).

2°) Choques individuales de carga hidráulica y dilución de materia orgánica: Esta fase duró tres semanas, durante las cuales fue realizado semanalmente un choque en dos de los reactores. El reactor 1 recibió un caudal de 4.2L/h y una concentración de DQO de 300mg/L mientras que el reactor 2 recibió un caudal de 8.4L/h y una concentración de DQO de 150mg/L, durante 4 horas. El monitoreo de los reactores fue hecho de hora en hora, comenzando una hora antes del inicio de los choques y terminando 24 horas después del inicio de los mismos. Se realizaron los mismos análisis de la fase anterior.

3°) Simulación de una temporada de lluvias: Dos de los reactores fueron sometidos a una situación compatible con una temporada de lluvias de duración de un mes (entre 06/09/2006 y 06/10/2006). Durante esta fase se realizaron 18 choques en los cuales la concentración de DQO varió entre 128mg/L y 446mg/L y el caudal entre 3.5L/h y 16.8L/h. El monitoreo comenzó 5 minutos antes de cada choque y terminó una hora después del fin del mismo, con recolección de muestras de hora en hora. Se realizaron los mismos análisis de las dos fases anteriores. 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 siguiente ecuación (Devore, 1991):

$$CV = 100 * [\text{Desviación Estándar} / \text{Promedio}]$$

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Fase 1. Aclimatación. Durante esta fase no se observó inestabilidad en ninguno de los tres reactores. Se encontraron eficiencias en la remoción de DQO total y disuelta siempre superiores al 70%, con concentraciones de SS efluentes menores a 185mg/L. El pH siempre se mantuvo cerca de la neutralidad y los reactores llegaron a producir

alcalinidad, producto de la conversión del acetato de sodio a metano (Metcalf y Eddy, 2005). Estos resultados demuestran que el lodo granular anaerobio puede adaptarse rápidamente a condiciones de cambio de COV. Resultados similares fueron encontrados por Kalyuzhnyi *et al.* (1995) y Leitão *et al.* (2005), por lo que era de esperarse que el proceso de aclimatación no causara perturbaciones en los reactores.

Fase 2. Choques individuales de carga hidráulica y dilución de materia orgánica. La figuras 2 y 3 presentan los resultados de pH y alcalinidad obtenidos para el reactor 2 durante el primer choque. En estas figuras se aprecia que durante los choques los reactores no sufrieron descenso en el valor de pH, sin embargo se observó un consumo de alcalinidad que se prolongó hasta por tres veces el TRH, debido probablemente a un aumento en la concentración de ácidos grasos volátiles dentro de los reactores.

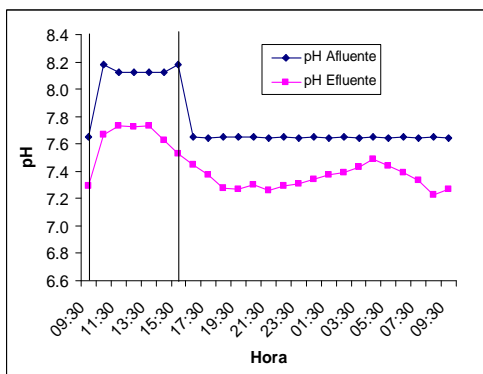


Figura 2. pH del reactor 2 durante el primer choque de la fase 2

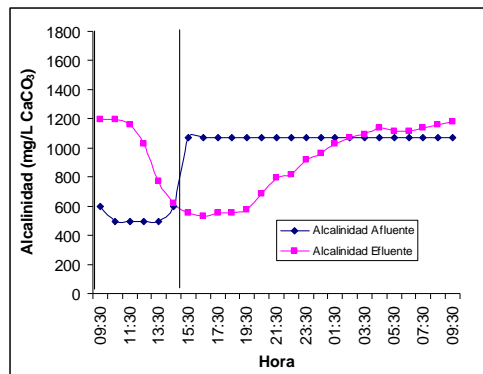


Figura 3. Alcalinidad del reactor 2 durante el primer choque de la fase 2

Las figuras 4 y 5 presentan las concentraciones de SS y SSV en los reactores 1 y 2 durante el segundo choque. De estas figuras se puede concluir que el aumento en el caudal provocó arrastre de sólidos, sin embargo no se pudo observar ninguna tendencia al descenso después del fin de los choques.

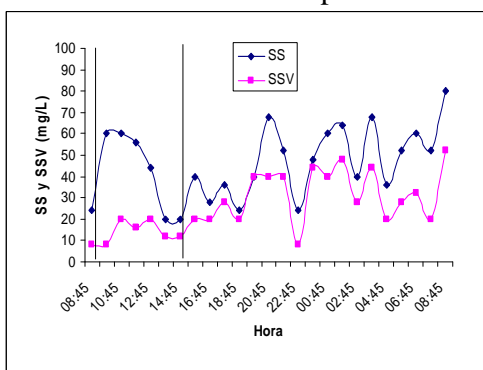


Figura 4. Concentración efluente de SS y SSV en el reactor 1 durante el segundo choque de la fase 2

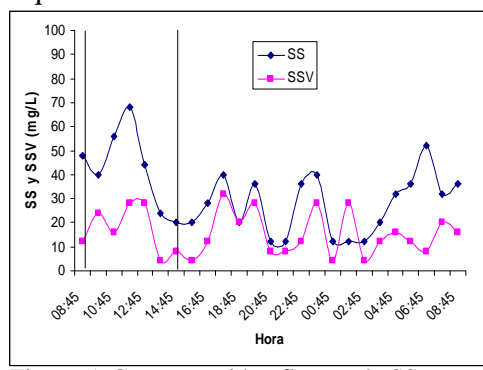


Figura 5. Concentración efluente de SS y SSV en el reactor 2 durante el segundo choque de la fase 2

Las figuras 6 y 7 muestran los porcentajes de remoción de DQO total y disuelta en el reactor 2 durante en la fase 2. Para ambos reactores la remoción de la DQO total presentó una disminución debido a que el aumento en el caudal, y el subsiguiente aumento en la velocidad ascensional del flujo, provocaron arrastre de sólidos en el efluente. En el caso de la remoción de DQO disuelta, los reactores se comportaron de diferentes maneras: el reactor 1 no presentó cambios notables en la remoción de DQO disuelta (resultados no mostrados) mientras que el reactor 2 mostró una disminución importante, debido probablemente a una mayor concentración de productos solubles del metabolismo bacteriano en el efluente.

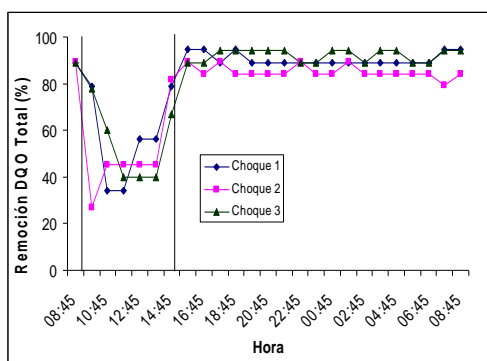


Figura 6. Porcentajes de remoción de DQO total durante los choques de la fase 2

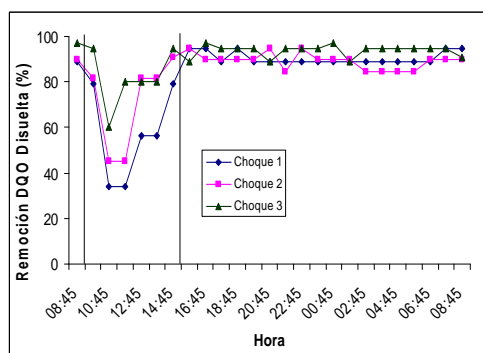


Figura 7. Porcentajes de remoción de DQO disuelta durante los choques de la fase 2

La tabla 1 presenta los resultados obtenidos para el CV de la concentración de DQO total y disuelta de los reactores 1 y 2 durante los choques de la fase 2.

Tabla 1. CV de la concentración efluente de DQO total y disuelta en los reactores 1 y 2 en la fase 2

Choque	Reactor 1			Reactor 2		
	CV DQO afluente	CV DQO efluente	CV % remoción	CV DQO afluente	CV DQO efluente	CV % remoción
1	20	59	15	35	28	21
2	20	17	14	33	38	24
3	21	27	10	34	43	22

En la tabla 1 se puede observar que el reactor 2 (el cual fue sometido a los choques con menor concentración de DQO y mayor carga hidráulica) siempre presentó mayor variabilidad en la concentración de DQO y en la eficiencia del tratamiento. Según esto, cuanto mayor sea la perturbación a la cual son sometidos los reactores, menor será su capacidad de atenuación. La mayor variación en el reactor 2 probablemente se debe a la mayor variación en la DQO afluente, pues los reactores UASB no son capaces de atenuar variaciones en la concentración afluente de DQO (Leitão *et al.*, 2006).

Fase 3: Simulación de una temporada de lluvias. A continuación se presentan los resultados de los choques 8 (DQO=403mg/L, Q=4.8L/h, TRH =3.5h), considerado leve, y choque 10 (DQO=124mg/L, Q=16,8L/h, TRH =1.0h), considerado severo.

Las figuras 8 y 9 muestran los resultados de alcalinidad en los reactores 1 y 2 durante los choques 8 y 10. El pH no cambió en ninguno de los reactores durante los choques (datos no mostrados), por lo que no hubo peligro de inestabilidad. Sólo se presentó consumo de alcalinidad durante los choques más severos (aquellos con mayor dilución de materia orgánica y caudal). Este consumo de alcalinidad pudo estar relacionado con el aumento de AGV dentro del reactor, debido a dos razones: 1) la inhibición de la metanogénesis debida al paso de una mayor cantidad de oxígeno proveniente del afluente, que las bacterias facultativas no consiguieron metabolizar (Leitão *et al.*, 2005) y al descenso en la temperatura del reactor, y 2) la dilución de la alcalinidad afluente.

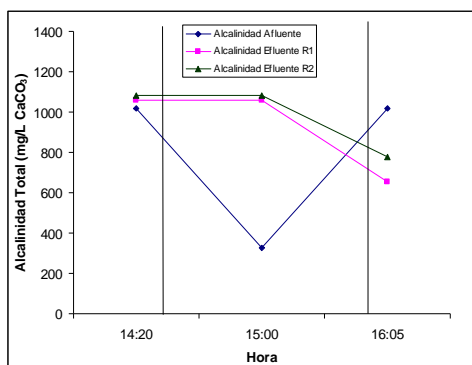


Figura 8. Alcalinidad en los reactores 1 y 2 durante el choque 10

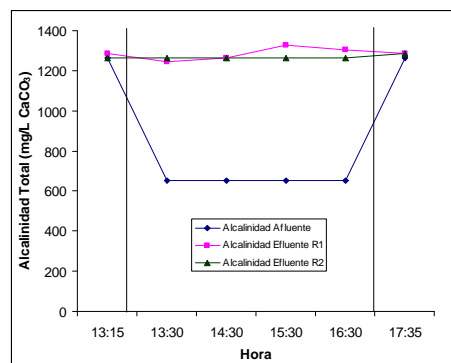


Figura 9. Alcalinidad en los reactores 1 y 2 durante el choque 8

Las figuras 10 y 11 presentan la concentración efluente de SS en los reactores 1 y 2 durante los choques 8 y 10 de la fase 3. El aumento del caudal provocó arrastre de sólidos en el reactor. Este arrastre fue proporcional al aumento en el caudal.

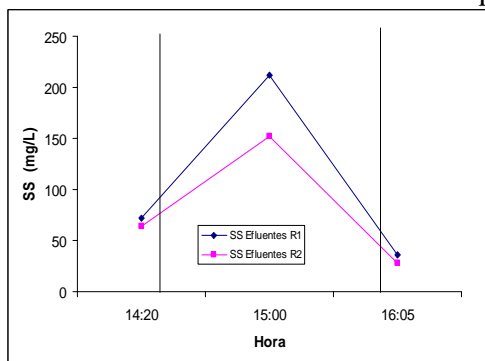


Figura 10. Concentración efluente de SS en los reactores 1 y 2 durante el choque 10

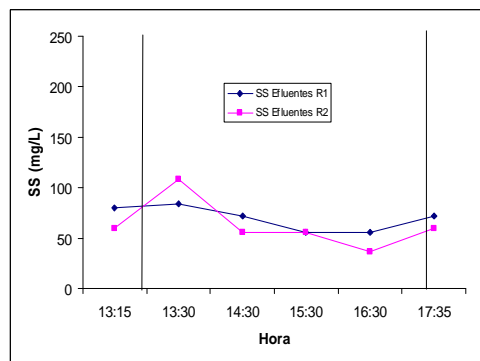


Figura 11. Concentración efluente de SS en los reactores 1 y 2 durante el choque 8

En las figuras 12 y 13 se aprecia el porcentaje de remoción de DQO total para los reactores 1 y 2 de los choques 8 y 10 en la fase 3. Como puede observarse, los niveles de remoción de DQO total fueron menores durante el choque 10 debido al mayor arrastre de sólidos. La remoción de DQO total volvió a niveles normales después del final de los choques. Solamente se verificaron disminuciones en la remoción de DQO disuelta cuando los reactores fueron sometidos a los choques más severos (aquellos con TRH \approx 1 hora y DQO afluente $<$ 250mg/L).

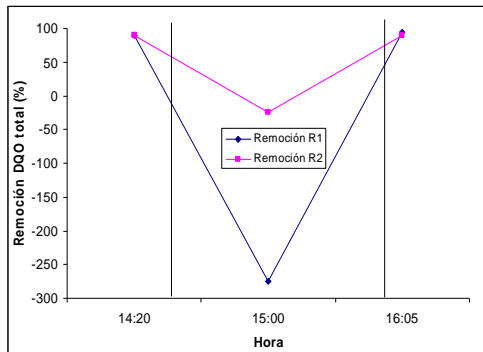


Figura 12. Remoción de DQO total de los reactores 1 y 2 durante el choque 10

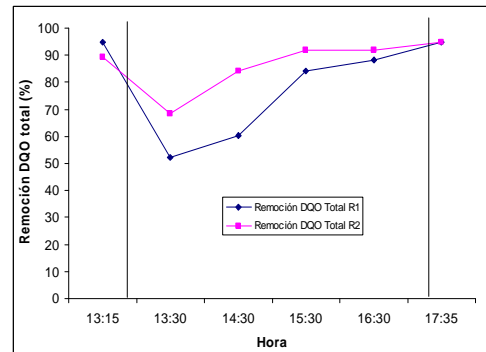


Figura 13. Remoción de DQO total de los reactores 1 y 2 durante el choque 8

La producción de biogás durante los choques 10 y 8 es mostrada en las figuras 14 y 15, respectivamente. En las gráficas se observa que durante los choques disminuyó en la producción de metano. Se pueden formular varias hipótesis para saber el por qué de esta disminución: la primera está relacionada con la inhibición de la metanogénesis provocada por el aumento en la concentración de oxígeno dentro del reactor (Leitão *et al.*, 2005) y por el descenso en la temperatura, ambos debidos al aumento del caudal; y la segunda relacionada con la dilución de la materia orgánica.

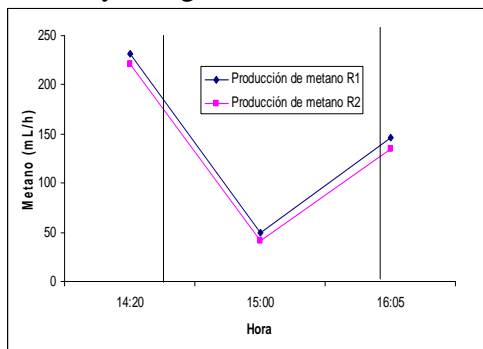


Figura 14. Producción de metano en los reactores 1 y 2 durante el choque 10

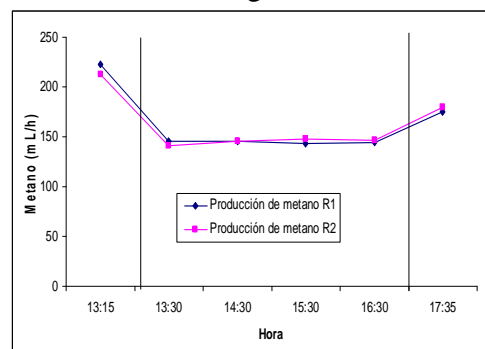


Figura 15. Producción de metano en los reactores 1 y 2 durante el choque 8

El tiempo de recuperación fue definido en este trabajo como el tiempo necesario para que el reactor volvieran a las condiciones de remoción de DQO total y disuelta observadas inmediatamente antes del inicio de los choques (Leitão *et al.*, 2006). Como se observa en las figuras de remoción de DQO total, el tiempo de recuperación fue igual al tiempo que duró la perturbación. Para la DQO disuelta, el tiempo de recuperación dependió de la magnitud de las perturbaciones, esto significa que durante los choques más severos los reactores necesitaron más tiempo para volver a las condiciones iniciales de operación.

Después del final de los choques los reactores fueron operados durante una semana más. En esta semana no se observó ninguna alteración en el comportamiento de los reactores, siendo que se presentaron porcentajes de remoción de DQO total y disuelta superiores al 80% y concentraciones bajas de SS y SSV en su efluente. El pH

permaneció cerca de la neutralidad y de nuevo produjeron alcalinidad. La producción de metano se mantuvo estable y proporcional a la materia orgánica afluente.

CONCLUSIONES

- 1º) El aumento del caudal y la dilución de materia orgánica afluente tuvieron un efecto adverso en el desempeño de los reactores UASB al provocar disminución en la remoción de DQO total y disuelta.
- 2º) Los choques no provocaron inestabilidad en el reactor, pues el pH siempre se mantuvo cerca de la neutralidad debido a que contaban con suficiente capacidad de tamponamiento, producto de la alcalinidad del afluente.
- 3º) Los choques provocaron disminución en la producción de metano. Ésta pudo deberse a la dilución en la concentración afluente 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.
- 4º) El tiempo de recuperación dependió del grado de dilución de materia orgánica afluente, del grado de incremento del caudal y de la duración de los choques.
- 5º) Los reactores UASB tienen poca capacidad de atenuación cuando son sometidos 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).

REFERENCIAS

- Devore J. L. (1991). *Probability and Statistics for Engineering and the Sciences*. 3rd ed. Brooks/Cole, Pacific Grove, CA.
- Kalyuzhnyi S. V., Sklyar V. I., Davlyatshina M. A., Parshina S. N., Simankova M. V., Kostrikina N. A. and Nozhevnikova A. N. (1996). Organic removal and microbiological features of UASB-reactor under various organic loading rates. *Biores. Tech.*, 55(1), 47-54.
- Leitão R. C., Sanders W., Lettinga G., Zeeman G., van Haandel A. C. and Silva Filho J. A. (2005). The effect of operational conditions on the performance of UASB reactors for domestic wastewater treatment. *Wat. Sci. Tech.*, 52(1-2), 299-305.
- Leitão R. C., Santaella S. T., van Haandel A. C., Zeeman G. and Lettinga G. (2006). The effects of hydraulic and organic shock loads on the robustness of upflow anaerobic sludge blanket reactors treating sewage. *Wat. Sci. Tech.*, 54(2), 49-55.
- Metcalf & Eddy, Inc. (2005). *Wastewater engineering: treatment and reuse*. 4th ed. McGraw-Hill. New York
- Pereira C. E. B., Soares S. R. A. and 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. *Anales del 22º Congreso Brasileiro de Ingeniería Sanitaria y Ambiental*, Joinville, SC.
- Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (1998). 19th ed, American Public Health Association/ American Water Works Association/ Water Environment Federation, Washington DC, USA.
- Tsutiya M. T., Bueno R. C. R. (2005). Contribuição de águas pluviais em sistemas de esgoto sanitário no estado de São Paulo. *Anales del 23º Congreso Brasileiro de Ingeniería Sanitaria y Ambiental*, Campo Grande, MS.