



II-321 - DESEMPENHO DE UM REATOR ANAERÓBIO OPERADO EM BATELADAS SEQUENCIAIS (RBS_{AN}) NO TRATAMENTO DE LIXIVIADO PROVENIENTE DA DEGRADAÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

Luciano de Andrade Gomes ⁽¹⁾

Tecnólogo em Recursos Hídricos/Saneamento Ambiental (CENTEC - 2002), Especialista em Planejamento Urbano e Gestão Ambiental (CEFET - 2004) e Mestre em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos (UnB - 2008). Atualmente é professor do Curso de Tecnologia em Saneamento Ambiental da Faculdade de Tecnologia - FATEC Cariri, Juazeiro do Norte, CE.

Mercia Regina Domingues

Bióloga (FFCLRP/USP- 1996), Mestre e Doutora em Hidráulica e Saneamento (EESC/USP – 2001 e 2007, respectivamente). Atualmente é assessora técnica do Instituto Samuel Murgel Branco.

Ariuska Karla Barbosa Amorim

Engenheira Química (UFPB - 1992), Mestre (1995) e Doutora em Hidráulica e Saneamento (EESC/USP - 2000). Atualmente é Professora Adjunta 2 do Departamento de Engenharia Civil e Ambiental da Universidade de Brasília (UnB).

Endereço⁽¹⁾: Rua Antônio Ferreira de Sousa, 148. Brejo Seco. Juazeiro do Norte, CE. CEP: 63031-700. Email: gomesmsc@gmail.com

RESUMO

Esta pesquisa foi realizada em um Reator Anaeróbico operado em Bateladas Sequenciais (RBS_{AN}) com volume útil de 20 L e inoculado com lodo granular proveniente de um reator UASB utilizado no tratamento de efluentes de uma cervejaria. O RBS_{AN} foi operado com agitação mecânica (100 rpm) a qual foi promovida por meio de impelidor do tipo turbina confeccionado em aço inox e constituído por seis lâminas. A Carga Orgânica Volumétrica (COV) foi de 1,14 kg/m³.d⁻¹ e a relação A/M aplicada na partida foi de 0,10 kgDQO.kgSV⁻¹.d⁻¹. O sistema foi operado com ciclos reacionais de 24h. Ao final do experimento o RBS_{AN} apresentou eficiência de remoção em termos de DQO de 68 ± 15% para as amostras não filtradas e 76 ± 11% para as amostras filtradas. A razão de produção de metano foi de 2,2 L.CH₄/g.DQO. A alcalinidade parcial variou de 101 - 1095 mgCaCO₃/L (564 ± 308 mgCaCO₃/L) e 564 - 1456 mgCaCO₃/L (964 ± 261,5 mgCaCO₃/L) para as amostras de afluente e efluente, respectivamente. Já as concentrações de alcalinidade intermediária, variaram de 292 - 810 mgCaCO₃/L (432 ± 120 mgCaCO₃/L) para as amostras afluentes, e de 101 - 548 mgCaCO₃/L (231 ± 104 mgCaCO₃/L) para as amostras efluentes. A relação média de AI/AP para as amostras efluentes foi de 0,2, a qual expressa que não houve possibilidade de acidificação no sistema estudado. O baixo valor médio (AI/AP) encontrado provavelmente esteja relacionado a baixa variação do acúmulo de AGVs nas amostras afluentes efluentes, cujos valores situaram-se entre 161 - 854 mgAGV/L (480 ± 163 mgAGV/L) e 24 - 116 mgAGV/L (49 ± 25 mgAGV/L), respectivamente.

PALAVRAS-CHAVE: reator anaeróbico em bateladas sequenciais, lixiviados de aterros sanitários, tratamento anaeróbico, lodo granular.

INTRODUÇÃO

O crescimento da população urbana e a necessidade da expansão da industrialização atrelada às mudanças nos padrões de vida da sociedade contemporânea, têm resultado em um aumento significativo na geração de resíduos sólidos, principalmente nas regiões metropolitanas das grandes cidades.

No Brasil as principais formas de disposição final dos resíduos sólidos urbanos são os aterros sanitários, os aterros controlados e os lixões (IBGE, 2000). O lixiviado, gerado a partir da degradação desses resíduos pode apresentar em sua composição elevadas concentrações de matéria orgânica biodegradável e refratária, metais pesados, compostos orgânicos clorados, sais inorgânicos e nitrogênio na forma amoniacal. A composição química e a vazão volumétrica do lixiviado apresentam variações espaciais e temporais que dependem do tipo

de resíduo sólido inicial, do grau de estabilização do lixiviado, das condições hidrológicas, das variações climáticas e do estágio de decomposição na qual o resíduo se encontra.

Os processos de tratamento empregados para a redução das cargas de lixiviado envolvem, em geral, a combinação de tecnologias físicas, químicas e biológicas e são projetados de forma a se adequarem às mudanças na composição e na vazão do lixiviado. Os processos biológicos são mais efetivos para o tratamento do lixiviado proveniente de aterro novo o qual contém concentrações significativas de ácidos voláteis. Os compostos refratários, em especial as substâncias húmicas, as elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal e a baixa concentração de fósforo, característicos do lixiviado estabilizado dificultam o tratamento biológico sendo alvo dos tratamentos físicos e químicos (Qasim e Chiang, 1994).

A combinação de dois ou mais tipos de tratamento é uma alternativa bastante estudada para a remoção dos diferentes poluentes presentes em lixiviados, uma vez que nenhum tratamento, individualmente, é capaz de atender aos requisitos necessários para a disposição final dos lixiviados (Kulikowska e Klimiuk, 2007). Em geral, os processos físico-químicos são utilizados no pré-tratamento de lixiviados para a remoção de elevadas cargas de nitrogênio amoniacal e no pós-tratamento para remoção de compostos recalcitrantes.

A literatura científica apresenta vários estudos referentes ao tratamento biológico de lixiviados em reatores anaeróbios contínuos. Entretanto, poucos trabalhos investigaram o uso de reatores operando em bateladas sequenciais (Kennedy e Lentz, 2000). Quando comparado a sistemas contínuos, os reatores em batelada apresentam diversas vantagens: flexibilidade do processo em termos de tempo de ciclo e seqüências operacionais; possibilidade de incorporar diferentes fases (anaeróbia, aeróbia ou anóxica) em um mesmo sistema; ausência de decantadores primários e secundários; eliminação de curtos-circuitos na sua operação; melhor controle da qualidade do efluente; não necessita da recirculação de líquidos ou sólidos; processo de fácil controle e elevada eficiência na remoção de matéria orgânica (Zaiat *et al*, 2001). Particularmente, no tratamento de lixiviado, a flexibilidade apresentada pela operação em batelada é importante uma vez que esse efluente apresenta grande variação na sua composição e vazão (Kennedy e Lentz, 2000).

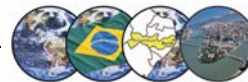
Neste contexto, o objetivo desta pesquisa foi avaliar a tratabilidade anaeróbia de um lixiviado proveniente de um lisímetro preenchido com resíduos sólidos urbanos, utilizando um Reator Anaeróbio em Bateladas Sequenciais (RBS_{AN}).

MATERIAL E MÉTODOS

Os ensaios foram realizados em um Reator Anaeróbio operado em Bateladas Sequenciais (RBS_{AN}) em escala de bancada e alimentado com lixiviado produzido a partir da degradação de resíduos sólidos urbanos. O RBS_{AN} foi confeccionado em acrílico transparente com diâmetro de 0,30 m e altura de 0,40 m, perfazendo um volume total de aproximadamente 31 L (Figura 1).



Figura 1: Foto do reator anaeróbio operando em bateladas sequenciais.



O sistema foi operado com ciclos de 24h e com temperatura controlada de $30 \pm 1^\circ\text{C}$. A alimentação do reator com o lixiviado bruto e o descarte de efluente tratado foram realizados por gravidade. A homogeneização do licor misto foi promovida por meio de um sistema de agitação mecânica (100 rpm), utilizando impelidor do tipo turbina confeccionado em aço inox e constituído por seis lâminas para garantir escoamento axial, melhor transferência de massa entre a fase líquida e a biomassa e melhorar a transferência de potência do impelidor para o líquido (Michelan, 2006). A potência utilizada no sistema de agitação foi de 1/10HP.

Utilizou-se como inóculo na partida do sistema lodo proveniente de um reator UASB utilizado no tratamento de efluentes de uma cervejaria. O volume de inóculo utilizado foi equivalente a 1/3 do volume útil do reator. A relação A/M aplicada foi de $0,10 \text{ kgDQO.kgSV}^{-1}.\text{d}^{-1}$, conforme descrito em Sarti (2005). Durante a partida e operação do RBS_{AN}, devido às variações das características físico-químicas do lixiviado, a carga orgânica aplicada variou entre $0,8 - 1,2 \text{ kg/m}^3.\text{d}^{-1}$.

O sistema foi operado em bateladas sequenciais, em ciclos de 24h, nos quais 23h o sistema foi agitado constantemente e 1h era destinado à sedimentação e descarte do efluente. O tempo de alimentação do sistema foi de aproximadamente 5 minutos. Embora nas duas etapas do monitoramento o pH do lixiviado afluente tenha variado entre 7,4 – 9,0, não foi realizado nenhum procedimento de correção deste parâmetro.

A produção do metano foi avaliada por meio de deslocamento do volume desse biogás, o qual foi previamente lavado em solução de NaOH (50 g/L) e coletado em recipiente com capacidade de 10L.

O monitoramento do sistema foi realizado por meio da avaliação das concentrações de DQO afluente e efluente, bruta e filtrada, série de sólidos e nitrogênio amoniacal de acordo com métodos descritos em *Standard Methods For Examination of Water and Wastewater* (APHA, 1999). As concentrações de alcalinidade e de ácidos voláteis foram avaliadas pelos métodos descritos por Ripley *et al.* (1986) e Dilallo & Albertson (1961), respectivamente. A produção de biogás foi monitorada por meio do deslocamento de volume de metano (Foresti *et al.* 2005).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os valores das concentrações de DQO variaram entre 1540 – 3940 mg/L ($2277 \pm 438 \text{ mg/L}$) para as amostras brutas afluentes e de 240 – 1120 mg/L ($539 \pm 243 \text{ mg/L}$) para as amostras filtradas efluentes (Figura 2). Esses resultados, em termos de remoção, representaram eficiências nas faixas de 32 a 89% ($68 \pm 15\%$) para as amostras brutas e de 46 a 93% ($76 \pm 11\%$) para as amostras filtradas. Tais eficiências podem estar relacionadas à elevada biodegradabilidade do afluente utilizado, ou seja, o lixiviado jovem. Entretanto, os baixos valores das eficiências verificadas nos primeiros dias de operação do sistema podem estar relacionados ao período de adaptação da biomassa ao substrato.

A eficiência média encontrada nesta pesquisa para as amostras filtradas está dentro da faixa obtida por Kennedy & Lentz (1999), quando operaram um RBS_{AN} como pré-tratamento de lixiviado de aterro sanitário seguido de um reator UASB.

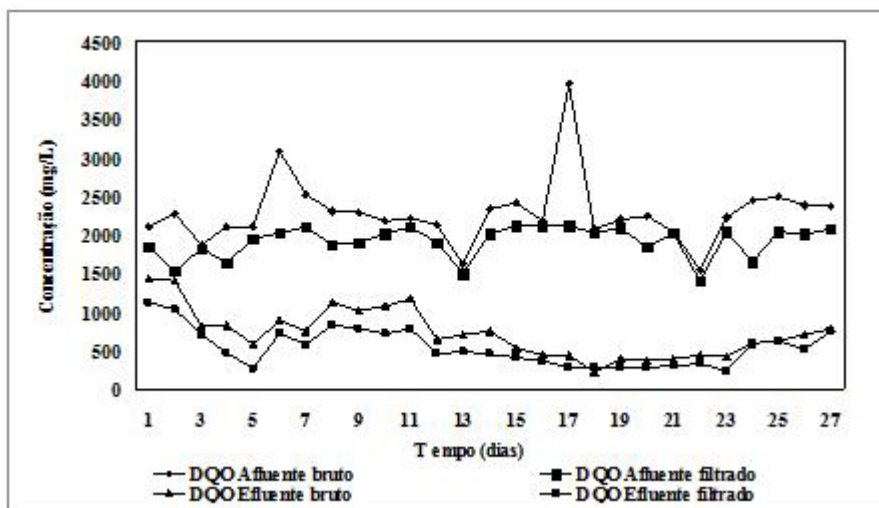


Figura 2: Valores das concentrações de DQO afluente e efluente, bruta e filtrada, durante o monitoramento do reator.

Em termos de Carga Orgânica Volumétrica (COV) os valores (Figura 3) variaram entre 0,8 e 2 kgDQO/m³.d ($1,14 \pm 0,2$ kgDQO/m³.d), durante todo o experimento o sistema apresentou pequenos picos de variação, dadas as variações da concentração de DQO do lixiviado. Outro aspecto importante que pode ter influenciado no desempenho do sistema, no que se refere à assimilação da variação da COV, pode estar relacionado ao fato do mesmo ter sido operado sob temperatura controlada ($30 \pm 1^\circ\text{C}$).

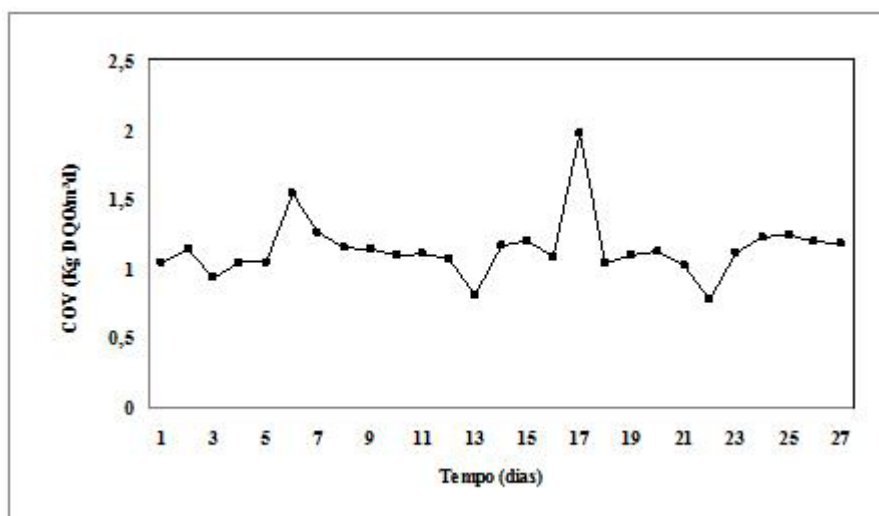


Figura 3: Variação da COV afluente ao longo da primeira etapa do monitoramento.

Com relação ao monitoramento da alcalinidade, de acordo com os resultados obtidos (Figura 4), os valores das concentrações da alcalinidade parcial variaram entre 101 e 1095 mgCaCO₃/L (564 ± 308 mgCaCO₃/L) e 564 e 1456 mgCaCO₃/L ($964 \pm 261,5$ mgCaCO₃/L) para as amostras do afluente e efluente, respectivamente. As concentrações de alcalinidade intermediária, variaram de 292 a 810 mgCaCO₃/L (432 ± 120 mgCaCO₃/L) para as amostras afluentes, e de 101 a 548 mgCaCO₃/L (231 ± 104 mgCaCO₃/L) para as amostras efluentes. Nesta pesquisa, a relação média de alcalinidade intermediária/alcalinidade parcial (AI/AP) para as amostras efluentes foi de 0,2.

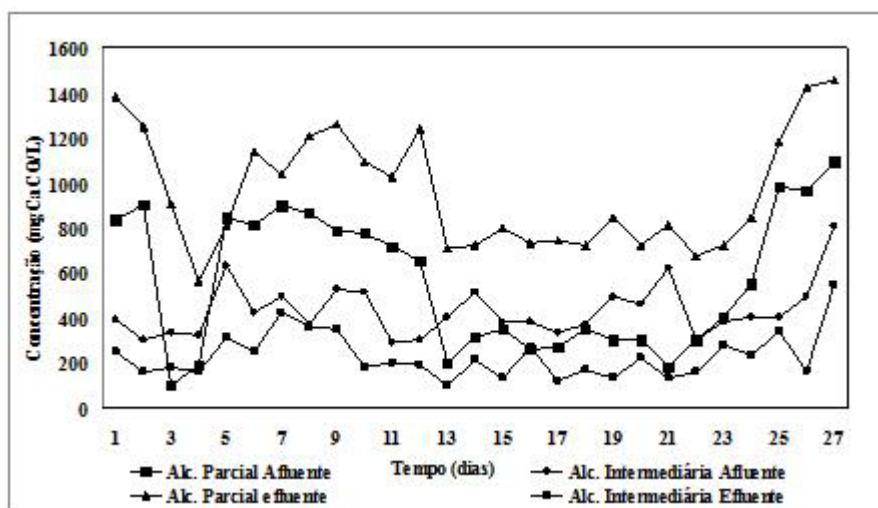


Figura 4: Valores das concentrações, afluentes e efluentes, de alcalinidade parcial e intermediária.

Segundo Ripley *et al.* (1986) relações AI/AP menores que 0,3 não representam possibilidade de distúrbios no sistema. O baixo valor médio (AI/AP) encontrado talvez seja devido à pequena variação do acúmulo de Ácidos Graxos Voláteis (AGVs) nas amostras efluentes, cujos valores foram de 161 e 854 mgAGV/L (480 ± 163 mgAGV/L) para as amostras afluentes e de 24 e 116 mgAGV/L (49 ± 25 mgAGV/L) para as amostras efluentes (Figura 5).

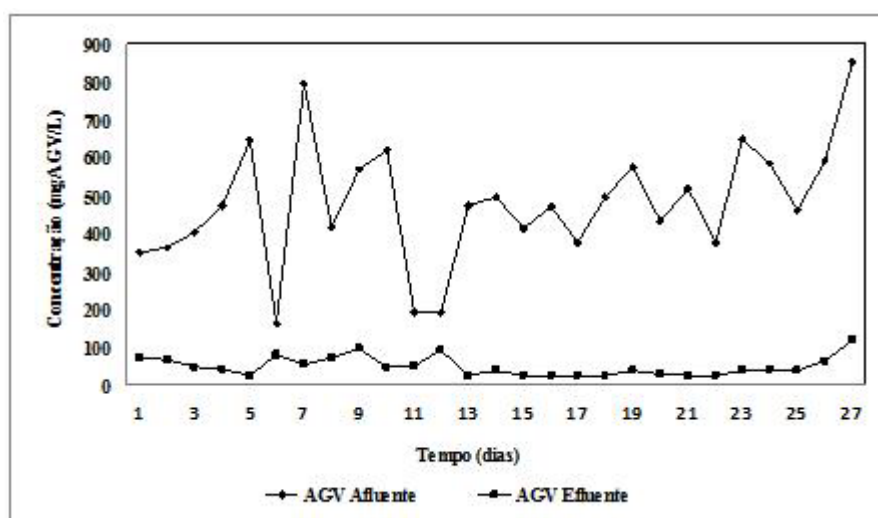


Figura 5: Valores das concentrações, afluentes e efluentes, de ácidos graxos voláteis

As concentrações de nitrogênio amoniacal no sistema apresentaram valores médios de $316 \text{ mg N-NH}_4^+/\text{L}$ ($\pm 259 \text{ mg N-NH}_4^+/\text{L}$) e de $352 \text{ mg N-NH}_4^+/\text{L}$ ($\pm 332 \text{ mg N-NH}_4^+/\text{L}$) para as amostras afluente e efluente, respectivamente. Tais concentrações, na etapa de monitoramento, não apresentaram efeitos adversos ao sistema uma vez que segundo Chernicharo (2007), concentrações menores que 1000 mgN/L , não acarretam interferências no sistema. Outro aspecto que comprova que não houve comprometimento das morfologias presentes foi a diversidade de morfologias de microrganismos metanogênicos e não metanogênicos observadas no meio de reação, com o auxílio de microscopia óptica de contraste de fase, luz comum e de fluorescência.

Quanto aos valores de pH, estes variaram entre 7,5 e 9,1 ($8,3 \pm 0,4$) e 7,3 e 8,0 ($7,5 \pm 0,2$) para o afluente e o efluente, respectivamente. Durante o monitoramento não foi verificado acidificação do sistema, devido ao consumo dos AGVs e a manutenção da alcalinidade. Neste trabalho, os valores médios verificados nas amostras efluentes foram semelhantes aos obtidos por Leite *et al.* (2003), durante a operação de um reator



UASB no tratamento de percolado proveniente de processos de biodecomposição de resíduos sólidos orgânicos.

A razão de produção de metano foi de 0,7 e 3,8 ($2,2 \pm 0,9 \text{ L.CH}_4/\text{g.DQO}$). Em termos volumétricos a produção diária de metano variou na faixa de 2 a 8 ($5 \pm 2 \text{ L.d}^{-1}$). Nos primeiros dias de operação, devido às características de adaptação da biomassa foram constatados menores valores de produção diária de metano, sendo que de modo geral, as demais variações puderam ser atribuídas às variações da COV aplicada. Timur e Öztürk (1999) quando operaram, em escala de bancada, um RBS_{AN} com volume reacional de 2 L no tratamento de lixiviado de aterro sanitário, verificaram produção diária de metano na ordem de $1,85 \text{ L.d}^{-1}$ (83% da DQO removida) para concentração de $9.400 \text{ mgDQO/L.d}^{-1}$.

O valor médio de metano produzido no sistema estudado foi o mesmo obtido por Shin *et al.* (2001) que operaram um sistema UASB em duas fases tratando lixiviado de aterros sanitários fermentados acidogenicamente com tempo de detenção hidráulico (TDH) de aproximadamente 11h.

CONCLUSÕES

O sistema apresentou eficiências médias de remoção de DQO para as amostras brutas e filtradas de $68 \pm 15\%$ e $76 \pm 11\%$, respectivamente. Embora o sistema tenha apresentado bons índices de eficiências de remoção de carga orgânica, o efluente ainda apresentou a necessidade de pós-tratamento. Provavelmente, os valores das eficiências encontradas neste trabalho podem estar relacionadas à elevada biodegradabilidade do lixiviado expressos por meio das razões de produção de metano observadas. Embora tenham sido verificadas elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal nas amostras afluentes, não foram detectados distúrbios no desempenho do processo de degradação anaeróbia. A estabilidade nos valores de alcalinidade e a redução de AGV mostraram que o sistema não sofreu acidificação.

Deste modo, os resultados dos experimentos indicam a potencialidade de sistemas anaeróbios para o tratamento de lixiviados jovens. Entretanto, devem ser realizados estudos complementares no sentido de avaliar o comportamento do processo anaeróbio para o tratamento de lixiviados provenientes de células com diferentes idades de aterramento.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao Professor Ricardo Silveira Bernardes pelas valiosas contribuições ao longo do desenvolvimento do trabalho, a Pesquisadora Dra. Mercia Domingues Moretto pelo auxílio na realização das análises microbiológicas e contribuições na execução do trabalho e ao PROSAB Edital 5 – Tema Resíduos Sólidos pelo auxílio financeiro.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. APHA - AWWA - WPCF (1999). "Standards Methods for the Examination of Water and Wastewater". American Public Health Association 20a Edition (CD-Rom), Washington DC.
2. Chernicharo, C. A. L. (2007). "Reatores anaeróbios." In: princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. UFMG.
3. Kennedy, K. J. e Lentz, E. M. (2000). "Treatment of landfill leachate using sequencing batch and continuous flow upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors." *Water Research*. **34**(14), 3640 – 3656.
4. Kulikowska, D. e Klimiuk, E. (2007) "The effect of landfill age on municipal leachate composition." *Bioresource Technology*. doi: 10.1016/j.biortech.2007.10.015.
5. Michelan R. (2006). *Influência do tipo de impelidor sobre o desempenho do reator anaeróbio em batelada sequencial com biomassa granulada tratando esgoto sanitário*. Dissertação de Mestrado em Engenharia Hidráulica e Saneamento. EESC/USP SP.
6. Qasim, S. R. e Chiang, W. (1994). Sanitary landfill leachate: generation, control and treatment. CRC Press.
7. Sarti, A.; Zaiat, M.; Foresti, E. (2005). "Desempenho de reatores anaeróbios operados em bateladas sequenciais (escala piloto) no tratamento de esgoto sanitário." *Semina: Ciências Exatas e Tecnológicas, Londrina*, **26** (2).



8. Shin, A. S.; Han, S. K.; Song, Y. C. e Lee, C. Y. (2001). "Performance of UASB reactor treating leachate from acidogenic fermenter in the two-phase aerobic digestion of food waste." *Water Research* **35** (14), 3441 – 3447.
9. Timur, H. e Öztürk, I. (1999). "Anaerobic sequencing batch reactor treatment of landfill leachate." *Water Research*, **33**(15), 3225-3230.