

III-084 – ESTRATÉGIA DE PARTIDA DE UM REATOR OPERANDO EM BATELADAS SEQUÊNCIAIS (RBS) TRATANDO LIXIVIADO PROVENIENTE DA DEGRADAÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS**Eneida Campos Felipe⁽¹⁾**

Engenheira Sanitarista e Ambiental pela Universidade Católica Dom Bosco (UCDB). Mestranda em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos pela Universidade de Brasília (UnB).

Luciano de Andrade Gomes

Especialista em planejamento urbano e Gestão ambiental (CEFET-CE). Mestrando em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos pela Universidade de Brasília (UnB).

Ricardo Silveira Bernardes

Engenheiro Civil pela Universidade Estadual de Campinas, Especialista em Sanitary Engineering pela The International Institute For Hydraulic And Environmental Engineering, Mestre em Engenharia Hidráulica e Saneamento pela Universidade de São Paulo e Doutor em Agricultural And Environmental Sciences Ph D pela Wageningen Agricultural University. Atualmente é Professor adjunto do Departamento de Engenharia Civil e Ambiental da Universidade de Brasília (UnB).

Ariuska Karla Barbosa Amorim

Engenaria Química pela Universidade Federal da Paraíba (UFPB), Mestre em Engenharia Civil, área de concentração Hidráulica e Saneamento pela Escola de Engenharia de São Carlos - USP (EESC/USP), e Doutora em Engenharia Civil, área de concentração Hidráulica e Saneamento pela Escola de Engenharia de São Carlos – USP (EESC/USP). Professora adjunta do Departamento de Engenharia Civil e Ambiental da Universidade de Brasília (UnB).

Endereço⁽¹⁾: SQN 407 Bloco B Apto: 109 – Asa Norte - Brasília - DF - CEP: 70855-020 - Brasil - Tel: +55 (61) 3307-2304 Ramal: 29 - e-mail: eneidaesa@yahoo.com.br

RESUMO

Os reatores em bateladas seqüenciais vêm sendo extensivamente estudados para o tratamento de águas residuárias devido às características de retenção de biomassa, possibilidade de operação com elevadas cargas orgânicas e de nitrogênio, como também a facilidade de controle operacional. O presente trabalho objetivou estabelecer uma estratégia de partida e alimentação, em um reator operando em bateladas seqüenciais alimentado com lixiviado provenientes da degradação de resíduos sólidos urbanos, identificando as condições experimentais e os parâmetros operacionais que possibilitassem a rápida partida do sistema com a adaptação da biomassa ao lixiviado, por meio de diluições gradativas do lixiviado em águas residuárias domésticas. Foi utilizado um reator de vidro com volume útil de 1,0 L, sendo 500 mL de afluente e 500 mL de biomassa, ao qual foi acoplado um medidor de pH e um oxímetro para determinação do valor do pH e da concentração de oxigênio dissolvido no licor misto, respectivamente. Para inoculação foi utilizado lodo proveniente do tanque anóxico de um sistema de lodo ativado tipo *Bardenpho*, com valores de sólidos totais e de sólidos voláteis totais iguais a 6 e 5 g/L, respectivamente. O sistema foi operado em bateladas seqüenciais com ciclos aeróbios de 24h. O afluente apresentou, ao longo de todo experimento, valores significativos de alcalinidade, suficiente para manutenção do pH em valores elevados, em torno de 8,5 apesar da ocorrência da nitrificação. Os valores máximos das cargas orgânicas e de nitrogênio aplicadas ao sistema foram equivalentes a 9KgDQO/m³.dia e 0,35KgN-NH₄⁺/m³.dia, respectivamente. Ao final da pesquisa observou-se que o principal problema operacional verificado foi a interferência das elevadas concentrações de sólidos afluentes, decorrentes dos menores valores de diluição do lixiviado. Assim, visando a otimização dos sistemas em bateladas estão sendo avaliadas em escala maior as seguintes estratégias operacionais: (I) Pré-tratamento do lixiviado visando a remoção de parte dos sólidos presentes; (II) Alimentação do reator com lixiviado diluído, utilizando como ponto de referência as cargas aplicadas no sistema em escala reduzida; (III) Operação do reator como batelada alimentada.

PALAVRAS-CHAVE: Reatores em Bateladas Seqüenciais, estratégias de partida, lixiviado de aterros sanitários.

INTRODUÇÃO

No Brasil as principais formas de disposição final dos resíduos sólidos municipais são os aterros sanitários, os aterros controlados e os lixões (IBGE, 2000). O lixiviado, gerado a partir da degradação desse resíduo sólido, 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. O nitrogênio amoniacal ($\text{N}-\text{NH}_4^+$) é identificado como um dos mais tóxicos para organismos vivos (Kurniawan *et. al.*, 2005). Elevadas concentrações de $\text{N}-\text{NH}_4^+$, quando dispostas em corpos hídricos receptores, podem causar a eutrofização. Dessa forma, o lixiviado apresenta elevado potencial poluidor tanto de águas superficiais quanto de águas subterrâneas, pois pode ocorrer a percolação do mesmo através do solo.

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. A composição específica do lixiviado e os padrões de lançamento de efluente, regulamentados pela legislação, determinarão o grau e o tipo de tratamento necessário para a adequada disposição final desse efluente líquido.

Os processos de tratamento empregados para a redução das cargas do lixiviado envolvem, em geral, 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 novos, que contêm concentrações significativas de ácidos voláteis. Os compostos refratários, em especial as substâncias húmidas, 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 (Tatsi *et. al.*, 2003).

A combinação de dois ou mais sistemas de tratamento é alternativa bastante estudada para viabilizar a remoção dos diferentes tipos de poluentes presentes em lixiviados, uma vez que nenhum tipo de tratamento, individualmente, é capaz de atender aos requisitos necessários para a disposição final deste resíduo (Kurniawan *et.al.*, 2005). Os processos físico-químicos são utilizados no pré-tratamento, em geral para remoção das elevadas cargas de nitrogênio amoniacal, e no pós-tratamento, para remoção de compostos recalcitrantes.

Devido a sua elevada eficiência o stripping da amônia é o pré-tratamento mais utilizado na remoção de nitrogênio amoniacal de lixiviado (Kargi e Pamukoglu, 2004; Uygur e Kargi, 2004; Kargi e Pamukoglu, 2003; Lopes *et. al.*, 2003; Ozturk, *et. al.*, 2003), com maior viabilidade econômica quando comparada com tecnologias como a osmose reversa e os processos com membranas. A principal desvantagem deste processo é a liberação do gás NH_3 . Poucos trabalhos da literatura científica pesquisada sugerem alternativas de tratamento desse gás. Kurniawan *et.al.* (2005) citam como alternativa o tratamento do NH_3 com ácidos concentrados (HCl ou H_2SO_4), o que pode acarreta na elevação dos custos globais do processo.

A literatura científica apresenta vários estudos de tratamento biológico de lixiviado em reatores anaeróbios contínuos. Entretanto, poucos trabalhos investigaram o uso de reatores operando em bateladas seqüenciais (Kennedy e Lentz, 2000). Quando comparado com 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).

O reator operando em bateladas seqüenciais (RBS) pode permitir o aprimoramento do controle das características do efluente e com o monitoramento das concentrações das variáveis de monitoramento durante a operação do reator, pode-se determinar o tempo de ciclo que permita ao efluente alcançar os padrões de lançamento (Daniel, 2005).

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 na sua vazão (Kennedy e Lentz, 2000).

A presente pesquisa teve por objetivo principal estabelecer uma estratégia de partida e alimentação, em um reator operando em bateladas seqüenciais alimentado com lixiviado provenientes de resíduos sólidos urbanos, identificando as condições experimentais e os parâmetros operacionais que possibilitassem a rápida partida do sistema com a adaptação da biomassa ao lixiviado, por meio de diluições gradativas do lixiviado em águas residuárias domésticas.

MATERIAIS E MÉTODOS

O aparato experimental utilizado nos experimentos (Figura 1) foi composto por um reator de vidro com volume total de 2,0 L, ao qual foi acoplado um medidor de pH e um oxímetro para determinação do valor do pH e da concentração de oxigênio dissolvido no licor misto, respectivamente. O volume útil utilizado foi de 1,0 L, sendo 500 mL de afluente e 500 mL de biomassa.

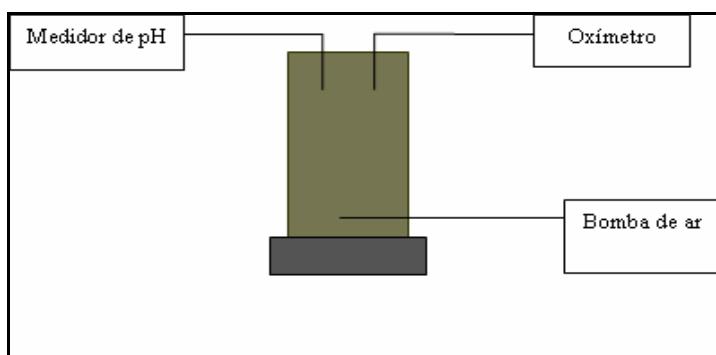


Figura 1: Esquema do aparato experimental utilizado nos testes em escala reduzida.

Como inóculo, foi utilizado lodo proveniente do tanque anóxico de um sistema de lodo ativado tipo Bardenpho, da ETE CAGIF da Rede Sarah de Hospitais em Brasília/DF, com valores de sólidos totais e de sólidos voláteis totais iguais a 6 e 5 g/L, respectivamente. O lixiviado foi proveniente de uma célula experimental utilizada em pesquisas do programa de Pós-graduação em Geotecnia da Universidade de Brasília, preenchida de resíduos sólidos urbanos. A água residuária doméstica que serviu para diluição do lixiviado foi oriunda da etapa de tratamento preliminar da ETE Brasília Norte, operada pela CAESB (Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal).

A estratégia de alimentação, para permitir a adaptação da biomassa, consistiu na diluição do lixiviado com esgoto sanitário em proporções gradativas de lixiviado equivalentes a 10% (ensaio 0 e 1), 20% (ensaio 2), 30% (ensaio 3), 40% (ensaio 4) e 50% (ensaio 5) do volume alimentado. O sistema foi operado em bateladas seqüenciais com ciclos de 24h, sendo 23h de reação aeróbica e 1h para sedimentação e descarte do efluente. A aplicação das diferentes diluições resultou em aumento progressivo das cargas no sistema de tratamento, que variou de 0,5 a 9 kgDQO/m³.dia.

A operação do reator se deu com temperatura controlada em torno de 30°C ($\pm 1^\circ\text{C}$), mantido em uma câmara climatizada, cujo controle da temperatura foi realizado por um sistema composto de sensor controlador, ventilador e resistência elétrica. O fornecimento de oxigênio ao sistema foi realizado por meio de um soprador de ar tipo aerador de aquário acoplado a pedras porosas instaladas no fundo do reator. A concentração de oxigênio dissolvido foi mantida em torno de 4mg/L. A agitação, para homogeneização do meio líquido, foi realizada por meio do próprio fornecimento de oxigênio.

Durante o período de monitoramento, foram analisadas para as amostras afluentes e efluentes as seguintes variáveis: pH, temperatura, nitrogênio amoniacal (N-NH_4^+), demanda química de oxigênio (DQO), alcalinidade, nitrogênio total kjeldahl (NTK), nitrato (N-NO_3^-) e nitrito (N-NO_2^-). O monitoramento do licor misto foi realizado 3 vezes ao dia sendo as variáveis analisadas: pH, temperatura e oxigênio dissolvido, além dos sólidos totais e sólidos voláteis totais, os quais foram monitorados uma vez ao dia. Todas as determinações seguiram procedimentos padrões descritos no Standart Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 1999) exceto para a determinação da alcalinidade que foi considerado o método proposto por Ripley *et al.* (1986).

RESULTADOS

A Figura 2 apresenta os gráficos com as cargas orgânicas e de nitrogênio e as relações C:N (carbono:nitrogênio) e A/M (alimento/microrganismo) aplicadas ao sistema nos seis ensaios realizados. Os valores de pH, de DQO, de concentrações de alcalinidade afluente e efluente e de sólidos totais no licor misto são apresentados na Figura 3.

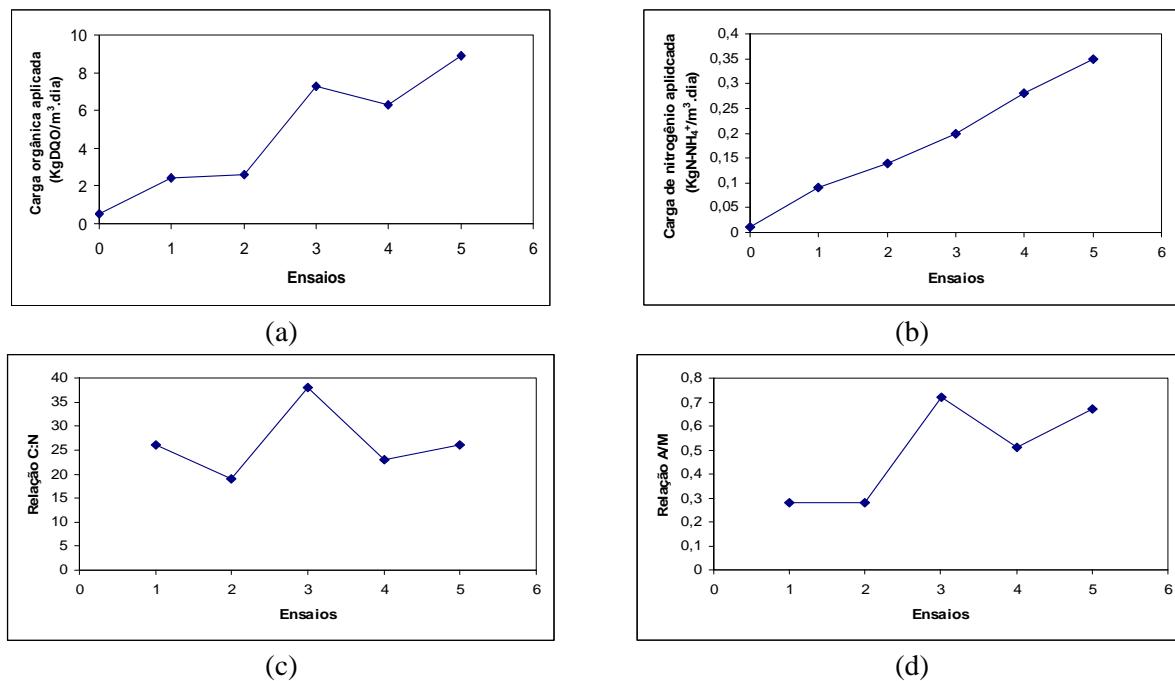


Figura 2: Condições experimentais aplicadas ao sistema. (a) carga orgânica; (b) carga de nitrogênio; (c) Relação C:N e (d) relação A/M.

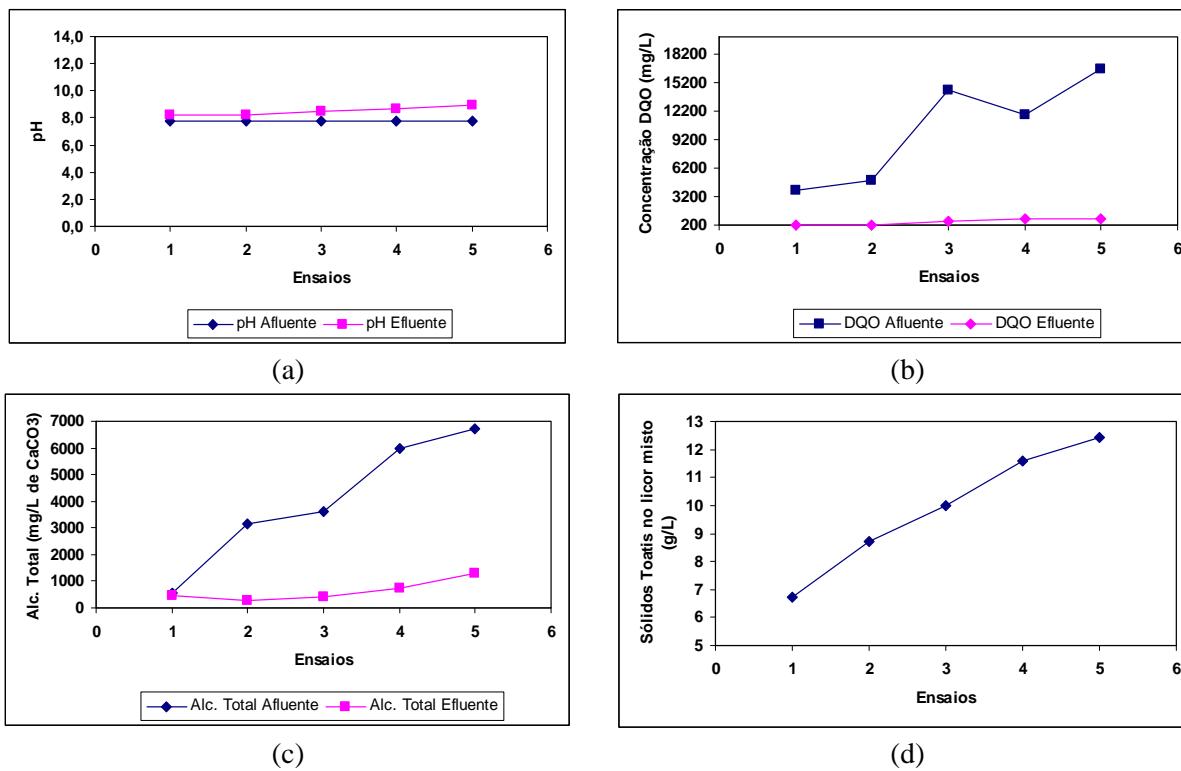


Figura 3: Valores de pH (a), concentrações afluente e efluente de DQO (b), alcalinidade total afluente e efluente (c) e sólidos totais no licor misto (d).

Os valores máximos das cargas orgânicas e de nitrogênio aplicadas ao sistema foram equivalentes a 9KgDQO/m³.dia e 0,35KgN-NH₄⁺/m³.dia, respectivamente. Essas cargas foram observadas no quinto ensaio quando o sistema foi alimentado com 50% do afluente composto por lixiviado. Nessa condição experimental o valor medido dos sólidos totais no licor misto foi equivalente a 12g/L (Figura 3 d), representando um expressivo acúmulo de sólidos no sistema, quando comparado com o valor inicial de aproximadamente 7 g/L.

Após a aplicação das cargas de matéria orgânica e nitrogênio, no ensaio 5, foi verificado que o sistema não respondeu de forma satisfatória a elevação dos valores das cargas. A tentativa de aplicação de cargas mais elevadas, o que se traduz como alimentação do sistema com lixiviado menos diluído, resultou em grande acúmulo de sólidos no sistema tornando impossível a coleta de efluente para análise. Provavelmente parte desses sólidos foi incorporada ao flocos biológicos, como material de degradação mais lenta, alterando as características de sedimentabilidade.

As relações C:N (Figura 2 c) e A/M (Figura 2 d) apresentaram grande variabilidade nos seus valores ao longo dos ensaios, acompanhando a variação observada nos valores da DQO afluente (Figura 3b). A análise dos valores das concentrações de DQO afluente e efluente indica que o sistema apresentou elevadas remoções de DQO, porém os valores da DQO residual ainda foram bastante significativos. Na Figura 3 (a) e (c) estão apresentados os valores medidos de pH e de alcalinidade total (afluente e efluente), respectivamente. O afluente apresentou, ao longo de todos os ensaios, valores significativos de alcalinidade, suficiente para manutenção do pH em valores elevados, em torno de 8,5 apesar da ocorrência da nitrificação.

Os valores das concentrações, afluente e efluente, de nitrogênio total e de nitrogênio amoniacal e nitrato efluente (Figura 4) indicaram que grande parte do nitrogênio amoniacal afluente, principalmente nas condições experimentais dos ensaios 1, 2 e 3, foi convertido em nitrato pelo processo de nitrificação.

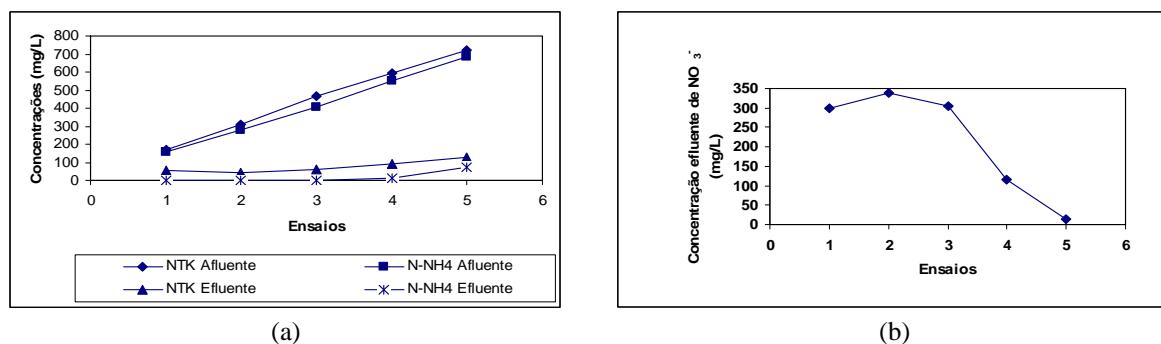


Figura 4: Valores das concentrações, afluentes e efluentes, de nitrogênio total e amoniacal (a) e de nitrato efluente (b).

Devido a problemas para determinação das concentrações de nitrito só foi possível a realização dessa análise para os ensaios 4 e 5, obtendo-se valores no efluente de 17 e 0,5mgN-NO₂⁻/L, respectivamente. Bae *et al.* (2002), em pesquisa cujo objetivo era acúmulo de nitrito em RBS e utilizando água residuária sintética, obteve no máximo 22,4 mgN-NO₂⁻/L. A Tabela 1 apresenta um resumo dos valores das concentrações de alguns parâmetros de monitoramento obtidos para os ensaios 1, 2, 3, 4 e 5.

Tabela 1: Valores das concentrações das variáveis de monitoramento dos ensaios considerando um ciclo aeróbio de 24h.

| | DQO (mg/L) | | N-total (mgN/L) | | N-amoniacal (mgN-NH ₄ ⁺ /L) | | Nitrito (mgN-NO ₃ ⁻ /L) | |
|----------|------------|----------|-----------------|----------|---|----------|---|----------|
| | Afluente | Efluente | Afluente | Efluente | Afluente | Efluente | Efluente | Efluente |
| Ensaio 1 | 3800 | 228 | 173 | 53 | 156 | 0,8 | 67 | - |
| Ensaio 2 | 4850 | 226 | 308 | 45 | 277 | 0,2 | 77 | - |
| Ensaio 3 | 14400 | 559 | 465 | 60 | 406 | 2,7 | 70 | - |
| Ensaio 4 | 11750 | 822 | 593 | 90 | 552 | 11 | 27 | 17 |
| Ensaio 5 | 16550 | 832 | 720 | 128 | 685 | 71 | 5 | 0,5 |

CONCLUSÕES

Os testes exploratórios em escala de bancada foram úteis para avaliação das estratégias de partida e de operação de sistema biológico aeróbio tratando lixiviado. Os resultados desses experimentos serão balizadores para o estabelecimento das condições a serem aplicadas em sistemas operando em escala maior (reatores com volume total de 20L). De acordo com os dados obtidos, e considerando-se as condições experimentais específicas dos ensaios, pode-se inferir que o principal problema operacional verificado foi a interferência das elevadas concentrações de sólidos que entraram no sistema, decorrentes dos menores valores de diluição do lixiviado. Esse problema operacional, decorrente da característica do lixiviado, foi o fator preponderante para a impossibilidade da operação do sistema com cargas mais elevadas, ou seja, alimentação do reator com lixiviado bruto. Baseado nestas observações algumas estratégias operacionais a serem utilizadas no sistema em escala maior estão sendo avaliadas: (I) Pré-tratamento do lixiviado visando a remoção de parte dos sólidos presentes; (II) Alimentação do reator com lixiviado diluído, utilizando como ponto de referência as cargas aplicadas no sistema em escala reduzida; (III) Operação do reator como batelada alimentada.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA); AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA) E WATER ENVIRONMENT FEDERATION (WEF). (1999). Standard methods for the examination of water and wastewater. 21 ed, Washington.
2. BAE, W., BAEK, S., CHUNG, J. E LEE, Y. (2002). Optimal operational factors for nitrite accumulation in batch reactors. *Biodegradation*, 12, 359-366.
3. DANIEL, L.M.C. (2005). Remoção de nitrogênio via nitrito em Reator Operado em Bateladas Seqüenciais Contendo Biomassa Imobilizada e Aeração Intermittente. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, Escola de Engenharia de São Carlos, São Carlos, SP, 116p.
4. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE (2000) www.ibge.gov.br.
5. KARGI F., PAMUKOGLU M Y. (2004) Adsorbent supplemented biological treatment of pre-treated landfill leachate by fed-batch operation. *Bioresource Technology*. 94:285-291.
6. KARGI F., PAMUKOGLU M Y. (2003) Aerobic biological treatment of pre-treated landfill leachate by fed-batch operation. *Enzyme and Microbial Technology*. 33:588-595.
7. KENNEDY K. J., LENTZ E. M. (2000) Treatment of landfill leachate using sequencing batch and continuous flow upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors. *Water Research*. 34:3640-3656.
8. KURNIAWAN, T.A.; LO, W.H. E CHAN, G.Y. (2005). Physico-chemical treatments for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate. *Journal of Hazardous Materials*, B129, 80 – 100.
9. LOPES W. S., LEITE C. D., ATHAYDE JR. G. B., SILVA S. A., SOUSA M. A. (2003) Estudo do stripping de amônia em líquido percolado. 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. 14 a 19 de setembro, Joinville, Santa Catarina.
10. OZTURK I., ALTINBAS M., KOYUNCU I., ARIKAN O., GOMEZ-YANGIN C. (2003) Advanced physico-chemical treatment experiences on young municipal landfill leachates. *Waste Management*. 23:441-446.
11. RIPLEY, L.E., BOYLE, W.C. E CONVERSE, J.C. (1986). Improved alkalimetric monitoring for anaerobic digester of high-strength waste. *Journal Water Pollution Control Federation*, 58 (5), 406-411.
12. TATSI A. A., ZOBOULIS A. I., MATIS K. A., SÂMARAS P. (2003) Coagulation-flocculation pretreatment of sanitary landfill leachates. *Chemosphere*. 53:734-744.
13. UYGUR A., KARGI F. (2004) Biological nutrient removal from pre-treated landfill leachate in a sequencing batch reactor. *Journal of Environmental Management*. 71:9-14.
14. ZAIAT M., RODRIGUES J. A. D., RATUSZNEI S. M., DE CAMARGO E. F. M., BORZANI W. (2001) Anaerobic sequencing batch reactors for wastewater treatment: a developing technology. *Applied Microbiology Biotechnology*. 55:29-35.