

XXIII Encontro Técnico AESABESP

REMOÇÃO BIOLÓGICA DE NITROGÊNIO AMONIACAL DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO EM LEITO MÓVEL

Andreliza Carolina Del Grossi Oliveira ⁽¹⁾

Licenciado em Biologia pelo Centro Universitário Filadélfia-Unifil, especialista em Educação e Gestão Ambiental, mestranda em Engenharia de Edificações e Saneamento pela Universidade Estadual de Londrina. Desenvolve pesquisa de mestrado na linha de tratamento biológico de lixiviado de aterro sanitário.

Caio Victor Lourenço Rodrigues

Engenheiro Civil formado pela Universidade Estadual de Londrina e mestrando em Engenharia de Edificações e Saneamento pela mesma instituição. Desenvolveu trabalho de iniciação científica e de conclusão de curso na linha de tratamento de lixiviado de aterro sanitário e atualmente desenvolve a pesquisa de mestrado na mesma linha.

Deize Dias Lopes

Profa. Associada do Departamento de Construção Civil/CTU/UUEL

Endereço ⁽¹⁾ Av. Juscelino Kubitschek, 1479 apto 202 - Centro - Londrina - PR - CEP: 86020-000 – caio.vl.rodrigues@gmail.com

RESUMO

O principal efluente gerado nos aterros sanitários é o lixiviado, conhecido pelo seu elevado potencial poluidor e pela grande variabilidade em suas características qualitativas. Apesar dessa variabilidade, os principais poluentes presentes são o nitrogênio amoniacal e a matéria orgânica. A remoção desses realiza-se através de tratamentos biológicos ou físico-químicos, dependendo das características do lixiviado dos recursos técnicos e financeiros disponíveis. A remoção biológica do nitrogênio amoniacal é baseada no processo de nitrificação e desnitrificação, realizada pelas bactérias autotróficas e heterotróficas, respectivamente. A eficiência do processo está diretamente ligada ao controle das características do meio, uma vez que devem atender condições ideais para a reprodução e para a atividade bacteriana. Uma forma de aumentar a biomassa do sistema e, portanto, aumentar a eficiência na remoção de nitrogênio, é o uso do leito móvel para formação de colônias de bactérias em crescimento suspenso. A partir disso, em escala de bancada, o presente trabalho avaliou a eficiência da remoção de nitrogênio amoniacal de lixiviado de aterro sanitário através da nitrificação em leito móvel, com o uso de biomedias. Encontraram-se valores variando entre 76 e 91%, para diferentes tempos de detenção hidráulica, resultados satisfatórios em comparação a outras formas de tratamento.

PALAVRAS-CHAVE: lixiviado, nitrificação, leito móvel

INTRODUÇÃO

As características dos lixiviados gerados em aterros sanitários variam devido à composição dos resíduos urbanos, as condições sazonais, a localização, a idade e a forma de operação do aterro. Entretanto, de modo geral os lixiviados têm como principais componentes, matéria orgânica dissolvida, compostos inorgânicos, metais pesados e compostos orgânicos xenobióticos (KJELDSEN, *et al.*, 2002). Lixiviados de aterros novos, na fase acidogênica de decomposição dos resíduos, geralmente, apresentam elevada concentração de matéria orgânica dissolvida e de nitrogênio.

O nitrogênio amoniacal é o componente mais significativo no lixiviado de aterros sanitários que encontram na fase metanogênica de decomposição dos resíduos. Já a matéria orgânica diminui significativamente, restando apenas a parcela de difícil biodegradação (KJELDSEN *et al.*, 2002).

A nitrificação/desnitrificação é a alternativa, até o momento, mais utilizada na remoção biológica de nitrogênio. Na nitrificação, o N-amoniacal é oxidado para nitrito e, na sequência, para nitrato em duas etapas características, tendo o oxigênio comoceptor final de elétrons. Esse processo é realizado por dois grupos filogenéticos de bactérias quimioautotróficas que utilizam carbono inorgânico (via *Ciclo de Calvin*) para

biosíntese de carbono orgânico e que obtêm energia para o crescimento a partir da oxidação do N-amoniaco ou nitrito (SINHA & ANNACHATRE, 2007).

Dos microrganismos que proporcionam a nitrificação, as bactérias autótrofas dos gêneros *Nitrosomonas sp.* e *Nitrobacter sp.* são os exemplos mais conhecidos. Elas obtêm energia a partir da oxidação da amônia a nitrito e do nitrito a nitrato, respectivamente, e utilizam, preferencialmente, o CO₂ como fonte de carbono. Esses microrganismos são sensíveis às condições ambientais, assim como a outros fatores inibidores de crescimento. Para que os sistemas biológicos de nitrificação operem satisfatoriamente, é necessário atender alguns requisitos ambientais e operacionais, como: pH, presença de oxigênio dissolvido, tempo de retenção celular, temperatura, concentração de nitrogênio amoniacal e a relação carbono/nitrogênio adequada (DONG-JIN KIM, *et al.*, 2005).

De acordo com a literatura, o comportamento e o crescimento das bactérias nitrificantes variam de acordo com o gênero destas. O crescimento do gênero *Nitrosomonas* e de outras bactérias oxidadoras de amônia (BOA) é mais rápido que o das bactérias que oxidam o nitrito e, conseqüentemente, convertem mais rapidamente o nitrito a nitrato, o que impede o acúmulo de nitrito no sistema (JETTEN, *et al.*, 2001). E ainda, as bactérias oxidadoras de amônia (BOA), como é o caso das *Nitrosomonas* e *Nitrospira tendem a ocorrer exclusivamente em flocos ou biofilmes* (KOOPS *et al.*, 2001).

Portanto analisar periodicamente a biomassa nos sistemas biológicos de tratamento de águas residuárias, como lixiviados de aterros sanitários, é uma ferramenta que pode ser empregada para a otimização da operação destes, bem como em investigações para solucionar problemas operacionais.

Dessa forma, para sistemas de tratamento que visam à remoção do nitrogênio, os sistemas com crescimento aderido, biofilmes, como os reatores de leito móvel, vem mostrando maior eficiência de remoção de nitrogênio do que os convencionais. Esses sistemas apresentam alta retenção de biomassa, que cresce aderida ao meio suporte, e por isso propiciam o desenvolvimento de bactérias que crescem lentamente, como as nitrificantes, impedindo o arraste desses microrganismos do reator (ROUSE, *et al.*, 2007).

Além disso, o sistema abriga outras vantagens, como: a recirculação do lodo é dispensada, proporciona maior flexibilidade de operação, maior rendimento celular, aumento da biomassa nitrificante, o tempo de detenção pode ser independente da taxa específica de crescimento da biomassa, favorece a diminuição da inibição por amônia livre e a remoção da carga orgânica, além de diminuir as inconstâncias ambientais que existe em qualquer sistema de tratamento como variação do pH e temperatura. (RUSTEN, B., *et al.*, 2006).

OBJETIVO

Este trabalho teve por objetivo avaliar a eficiência de nitrificação do nitrogênio amoniacal de lixiviado de aterro sanitário, em reator de leito móvel e crescimento fixo.

MATERIAIS E MÉTODOS

O lixiviado utilizado nesse trabalho foi proveniente do Aterro Sanitário do município de Rolândia, localizado no norte do estado do Paraná (23° 18' 36" S 51° 22' 08" O). A coleta foi realizada em recipientes plásticos (bombonas) de 2 a 5 litros. O lixiviado coletado foi mantido em freezer e retirado somente.

A instalação experimental (Figura 1) é composta por um biorreator de leito móvel, de volume útil de 3,370 L localizado em uma câmara com temperatura controlada em, aproximadamente, 25°C. Foi adicionado no interior do reator, 425 biomédias plásticas como meio suporte para a aderência da biomassa.

A alimentação do lixiviado bruto foi feito por uma bomba magnética da marca ProMinent modelo GALA 1000PPB200UA012100 (0,74 L/h). A fim de manter o sistema aerado e os sólidos em suspensão, bem como as biomédias, foi instalada uma bomba de aquário da marca BIG ALFA A230, com uma vazão de ar de aproximadamente de 90L/h.

O sistema foi operado por 66 dias com Tempo de Detenção Hidráulica (TDH) médio de 12 dias. Como inóculo foi utilizado o lodo de um reator em batelada alimentado com lixiviado durante 70 dias (DEL GROSSI

et al., 2012). Os primeiros 8 dias de operação do reator foram considerados como fase de adaptação da biomassa ao novo sistema.

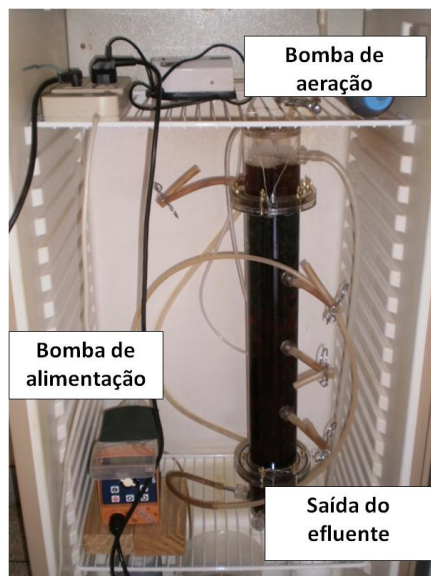


Figura 1. Ilustração do sistema de tratamento, apresentando o reator com leito móvel.

Análises físico-químicas

As análises do afluente (bruto) e efluente (saída) realizadas foram: pH, Alcalinidade, N-amoniaco, DQO, DBO, Nitrito, Nitrato, sólidos em suspensão, fixos e voláteis. Elas foram realizadas semanalmente, com exceção do N-amoniaco, nitrito e nitrato, as quais foram realizadas três vezes por semana. As análises dos parâmetros físico-químicos seguiram as metodologias descritas no “Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater” (APHA AWWA WPCF 2005), exceto a do nitrato em que foi utilizada a metodologia do ácido salicílico (CATALDO, 1975).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados de alcalinidade, N-amoniaco, nitrito, nitrato e DQO total são apresentados nas Figuras 1 a 4.

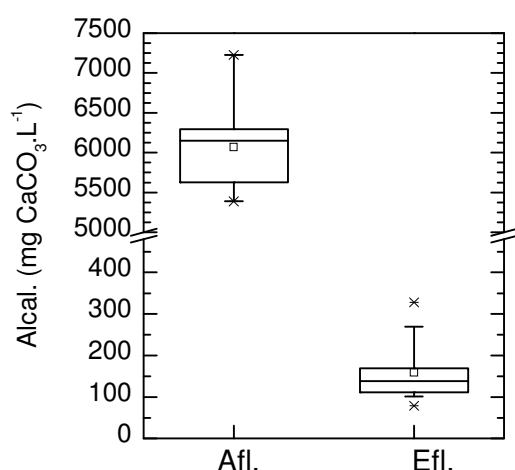


Figura 2. Resultados de alcalinidade do afluente e efluente

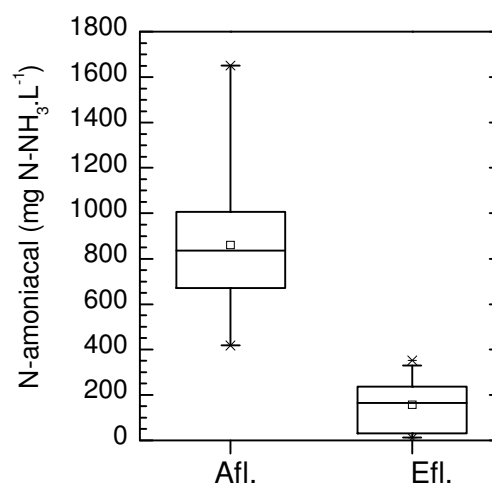


Figura 3. Resultados de N-amoniaco do afluente e efluente

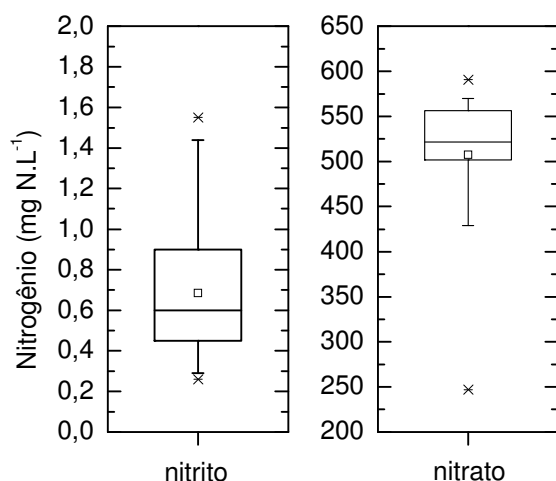


Figura 4. Valores de nitrito e nitrato no efluente

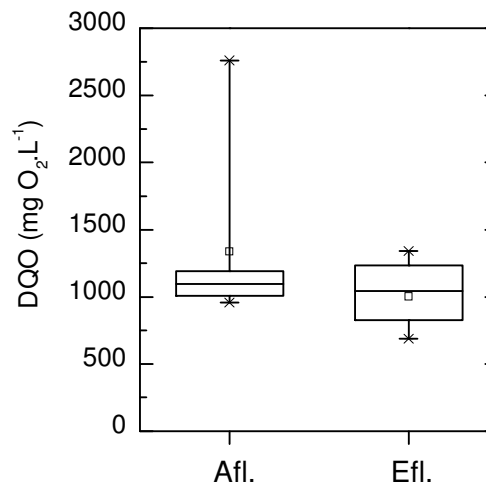


Figura 5. DQO total do afluente e efluente

Durante o período de operação do sistema os valores de pH do afluente permaneceram entre 8,8 a 7,7, ($8,4 \pm 0,38$) enquanto os do efluente variaram de 8,6 a 5,8 ($6,7 \pm 0,73$). Observa-se, na Figura 1, que enquanto apenas 25% dos valores de alcalinidade no afluente são menores que 5600 mg CaCO_3/L e que todos estão acima de 5000 mg CaCO_3/L , 75% dos valores de alcalinidade no efluente são menores que 275 mg CaCO_3/L e 95% menores que 300 mg CaCO_3/L .

Portanto nota-se que o consumo de alcalinidade no processo foi elevado, em média da ordem de 5800 mg/l, consequentemente isso resultou em alguns períodos com baixos valores de pH. De maneira geral, a variação do valor do pH no efluente esteve dentro da faixa ideal para a nitrificação, entre 7,0 a 7,5 (VENDRAMEL, 2009).

Na Figura 2 verifica-se que 25% apenas das amostras do afluente são menores que 700 mg $\text{N-NH}_3/\text{L}$, ao passo que no efluente 75% das amostras apresentam concentrações de nitrogênio amoniacal menores que 250 mg/L e 95% tem concentrações menores que 350 mg/L. Esses resultados indicam a remoção de nitrogênio amoniacal no sistema, que foi em média de 679 mg $\text{N-NH}_3/\text{L}$.

A relação entre alcalinidade consumida, em CaCO_3 , e nitrogênio removido, em N, foi da ordem de 8,54. No processo de nitrificação uma alta quantidade de alcalinidade é consumida, devida a liberação do íon H^+ . Assim para a oxidação de 1,0 g de N-NH_4^+ , são consumidos 7,14g de CaCO_3 ou 8,64g de HCO_3^- (SEDLAK, 1991; METCALF, 2003). A maior relação alcalinidade consumida por nitrogênio oxidado, obtida neste trabalho, deve-se ao fato de ter sido considerado no afluente apenas o nitrogênio que estava na forma amoniacal, entretanto sabe-se que havia uma parcela de nitrogênio na forma orgânica e que, provavelmente, foi amonificada no reator.

As concentrações de nitrito e nitrato apresentadas na Figura 4 indicam que a nitrificação se comportou de maneira esperada, sem acúmulo significativo de nitrito com elevada produção de nitrato. As concentrações médias de nitrito foram da ordem de 1,3 mg N-NO_2 e as de nitrato foram em média 507,5 mg $\text{N-NO}_3/\text{L}$, nota-se que apenas em 25% das amostras as concentrações de nitrato foram menores que 500 mg $\text{N-NO}_3/\text{L}$. Essa situação é um indicativo que as bactérias nitrificantes se comportaram de maneira esperada e de que não houve inibição apesar das elevadas concentrações de N-amoniacal no efluente.

A eficiência média de nitrificação foi de 78%, observa-se que SALVETTI et al (2006) obtiveram eficiência média de remoção de N-Amoniacal entre 63 e 92%, em reatores de leito móvel alimentado com efluente de estação de tratamento de esgoto sanitário, em que fatores importante na nitrificação, como a concentração de N-Amoniacal e temperatura, foram controlados, no entanto houve condições limitantes de N-Amoniacal e oxigênio ao longo da pesquisa. LUOASTARINEN et al (2006) estudaram a eficiência da nitrificação em reatores com leito móvel sob baixas temperaturas, conjugados a outros sistemas de tratamento; levando em conta apenas a nitrificação no reator com leito móvel a eficiência variou entre 50 e 60%, entretanto chegando a 70% no processo completo.

Outros autores realizaram estudos com reatores de leito móvel usando efluentes com elevada salinidade. VENDRAMEL (2009) observou em sua pesquisa que a eficiência da remoção de nitrogênio em leito móvel com efluente salino e verificou uma variação na remoção de N-Amoniacal entre 77 e 97%. Por fim, BASSIN (2008) também utilizando efluente salino, em reator de leito móvel para pós-tratamento, observou remoção de N-Amoniacal entre 80 e 90%.

Pode-se observar que os resultados encontrados nessa pesquisa apresentam valores próximos a literatura consultada. É evidente que as diferentes condições expostas devem ser levadas em conta, entretanto pode-se concluir que a eficiência encontrada foi satisfatória. O presente sistema não apresenta tratamentos subsequentes ou anteriores, sendo um fator positivo em relação aos valores apresentados por outros autores.

Observa-se que em média a concentração de nitrogênio amoniacal removida (679 mg N-NH₃/L) foi maior que a concentração média de nitrato no efluente (507,5 mg N-NO₃/L), essa diferença sugere que pode ter havido desnitrificação no biofilme, ainda que incipiente. Neste caso os dois processos nitrificação e desnitrificação podem ter ocorrido no mesmo reator e sob as mesmas condições de operação global, o que pode oferecer vantagens significantes sobre os sistemas convencionais cujos processos ocorrem separadamente. A explicação para o fenômeno da nitrificação e desnitrificação simultânea pode ser dividida em duas categorias: uma de natureza física e outra biológica. A de natureza física é a explicação convencional de que esse fenômeno ocorre como consequência dos gradientes de concentração de oxigênio dissolvido, dentro dos flocos ou biofilmes microbiológicos, causados pelas limitações difusionais. (MÜNCH et al., 1996).

Na Figura 5 são mostradas as porcentagens das concentrações de DQO presentes no afluente e efluente. Nota-se que são praticamente da mesma ordem de grandeza. Os valores médios de DQO total no afluente e efluente foram, respectivamente, de 1400 e 1037 mg/L.

Como não foi observada remoção efetiva de DQO, salienta-se que se houve desnitrificação heterotrófica a fonte de carbono pode ter sido a própria biomassa.

CONCLUSÃO

A eficiência média de remoção de N-amoniacal do lixiviado de aterro sanitário no reator de leito móvel foi em média de 78%. Apesar das elevadas concentrações de nitrogênio no afluente (861 mg N-NH₃/L) não foi observado acúmulo de nitrito no reator.

As concentrações médias de nitrato no efluente foram da ordem de 507,5 mg N-NO₃/L, menores que os valores de N-amoniacal removidos, indicando que pode ter havido desnitrificação no reator, mais especificamente no interior do biofilme aderido ao meio suporte.

RECOMENDAÇÕES

Aprofundar o estudo dos reatores de leito móvel para remoção de nitrogênio de lixiviado, utilizando aeração intermitente, com o objetivo de propiciar a desnitrificação no mesmo reator.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. CATALDO, D.A.; HAROON, M.; SCHRADER, L.E.; YOUNGS, V.L. Rapid colorimetric determination of nitrate in plant tissue by nitration of salicylic. *Commun. Soil Science and Plant Analysis*, v.06, n.01, p.71-80, 1975.
2. DONG-JIN KIM, LEE D., JÜRG KELLER, J. Effect of temperature and free ammonia on nitrification and nitrite accumulation in landfill leachate and analysis of its nitrifying bacterial community by FISH. *Bioresource Technology*, v. 97, p. 459–468, 2005.
3. IAMAMOTO, Cristina Yuriko. *Remoção de nitrogênio de águas residuárias com elevada concentração de nitrogênio amoniacal em reator contendo biomassa em suspensão em bateladas sequenciais e sob ação intermitente*. 2006. Tese (Doutorado em Engenharia) Universidade de São Paulo. São Carlos/SP.
4. KJELDSEN, P.; BARLAZ, M. A.; ROOKER, A. P.; BAUN, A.; LEDIN, A., CHRISTENSEN, T. H. Present and long-term composition of MSW landfill leachate: a review. *Critical Reviews in environmental Science and Technology*, v. 32, n. 4, p. 297-336, 2002.

5. KOOPS, H. POMMERENING – ROSER, A. Distribution and ecophysiology of the nitrifying bacteria emphasizing cultured species. **FEMS Microbiology Ecology**, n.37, p. 1-9, 2001.
6. METCALF & EDDY Inc.; *Wastewater engineering: treatment and reuse*. Tata McGraw-Hill Edition, 2003.
7. MÜNCH, E.V.; LANT, P.; KELLER, J. (1996) Simultaneous nitrification and denitrification in bench-scale sequencing batch reactors. **Water Research**, v.30, n.2, p.277-284.
8. ROUSE, J.D., BURICA, O. STRAZAR, M. et al. A pilot-plant study of a moving-bed biofilm reactor system using PVA gel as a biocarrier for removals of organic carbon and nitrogen. **Water Science and Technology**, v. 55, n. 8-9, pp. 135 -141. 2007.
9. RUSTEN, B., EIKEBROKK, B. ULGENES, Y. et al. Design and operations of the kaldnes moving bed biofilm reactors. **Aquacultural engineering**, v. 34, n.3, pp. 322-331.
10. SEDLAK, Richard L. *Phosphorus and Nitrogen Removal From Municipal Wastewater*. 2. ed. 1991.
11. SINHA, B., ANNACHHATRE, A.P. Assessment of partial nitrification reactor performance through microbial population shift using quinone profile, FISH and SEM. *Bioresource Technology*, 98. 2007. p. 3602–3610.