



III-136 - REMOÇÃO DE NITROGÊNIO DE LIXIVIADOS DE ATERRO DE RESÍDUOS SÓLIDOS PELO PROCESSO DE NITRIFICAÇÃO/DESNITRIFICAÇÃO EM SISTEMA DE LODOS ATIVADOS

Felipe Gustavo Trennepohl⁽¹⁾

Engenheiro Sanitarista e Ambiental pela Universidade Federal de Santa Catarina. Mestre em Engenharia de Saneamento pela Universidade Estadual de Londrina (UEL). Engenheiro da Cia. Catarinense de Águas e Saneamento (CASAN-SC).

Deize Dias Lopes

Engenheira Civil pela Universidade Federal de Santa Maria, mestre e doutora em Hidráulica e Saneamento pela Escola de Engenharia de São Carlos - USP. Professora Adjunta do Centro de Tecnologia e Urbanismo da Universidade Estadual de Londrina.

Fernando Fernandes

Engenheiro Civil pela UNICAMP, doutor pelo Instituto Nacional Politécnico de Toulouse (França). Professor associado na área de saneamento do Centro de Tecnologia e Urbanismo na Universidade Estadual de Londrina.

Endereço⁽¹⁾: Rua Edison Areas, 132, apto 601 – Trindade – Florianópolis – SC – CEP: 88036-070 – Brasil - Tel: (48) 9985-3640 - e-mail: felipetr@casan.com.br

RESUMO

Apesar dos avanços tecnológicos, que propiciaram o desenvolvimento de diversas técnicas eficientes para o tratamento dos resíduos sólidos, a disposição no solo ainda é a prática mais utilizada, especialmente, no Brasil e nos países em desenvolvimento. A opção pela disposição dos resíduos sólidos em aterros sanitários deve-se basicamente a simplicidade e ao baixo custo do método. A fim de evitar problemas ambientais decorrentes do lançamento de lixiviados em corpos d'água é necessário que o lixiviado seja tratado. Apesar dos inúmeros estudos já desenvolvidos a escolha de um sistema para tratamento de lixiviado de aterro sanitário ainda é um desafio devido a complexidade da composição dos lixiviados e da dinâmica de sua geração. A escolha de um sistema para tratamento de lixiviados deve considerar, além da eficiência de remoção de poluentes, tal que possa atender aos padrões de lançamento de efluentes, a complexidade de operação do sistema e, por outro lado, sua flexibilidade para que possa ser adequado as variações de qualidade e quantidade do lixiviado, para os diferentes períodos do ano e ao longo de vida do aterro. Neste trabalho avaliou-se a eficiência de remoção de nitrogênio de lixiviado de aterro de resíduos sólidos pelo processo de nitrificação/desnitrificação, em um sistema de lodo ativado de lodo único. O experimento foi realizado utilizando um sistema composto de reator anóxico seguido de aeróbio, cujos volumes foram de 27 L cada. O lodo do decantador secundário era recirculado para o primeiro reator, assim como o efluente nitrificado. O sistema foi operado com TDH de 6,5 dias em cada reator. Apesar das concentrações de N-amoniaco no afluente serem elevadas (323 a 576 mg de N-NH₃/L) a oxidação deste não foi inibida. Observou-se eficiência de remoção (oxidação + perda por stripping) de N-amoniaco da ordem de 99%, resultando em média 2 mg/L N-NH₃/L no efluente final. A matéria orgânica presente no lixiviado não favoreceu a desnitrificação, porém quando etanol foi adicionado como fonte externa de carbono a desnitrificação começou a ocorrer.

PALAVRAS-CHAVE: Lixiviado, Aterro Sanitário, Lodos ativados, Nitrificação, Desnitrificação.

INTRODUÇÃO

Apesar dos avanços tecnológicos, que propiciaram o desenvolvimento de diversas técnicas eficientes para o tratamento dos resíduos sólidos, a disposição no solo ainda é a prática mais utilizada, especialmente, no Brasil e nos países em desenvolvimento. A opção pela disposição dos resíduos sólidos em aterros sanitários deve-se basicamente à simplicidade e ao baixo custo do método.

Atualmente, devido às exigências da legislação e ao desenvolvimento de novos produtos, como os geossintéticos, os aterros também sofreram certa sofisticação tecnológica que os torna ambientalmente mais seguros (FLECK, 2005). Entretanto, existe o problema da produção de lixiviado, que é o resultado da umidade

natural dos resíduos aterrados e da sua decomposição biológica somados às águas pluviais precipitadas sobre o aterro (HAMADA, 1999).

O lixiviado gerado em aterros bem operados e que seguem rigorosamente a legislação, quanto ao não recebimento de resíduos não domiciliares, têm como principais poluentes a remover, o seu alto teor de matéria orgânica e nitrogênio amoniacal, pois nessas condições a presença de micropoluentes orgânicos e metais pesados geralmente é mínima. Observa-se que o lixiviado produzido por resíduos acondicionados em aterros mais antigos, já na fase metanogênica, apresenta elevada alcalinidade, o que resulta em uma baixa concentração de metais no líquido efluente, pela sua precipitação em condições de pH elevado (KJEDSEN *et al.*, 2002; JUCÁ *et al.*, 1999).

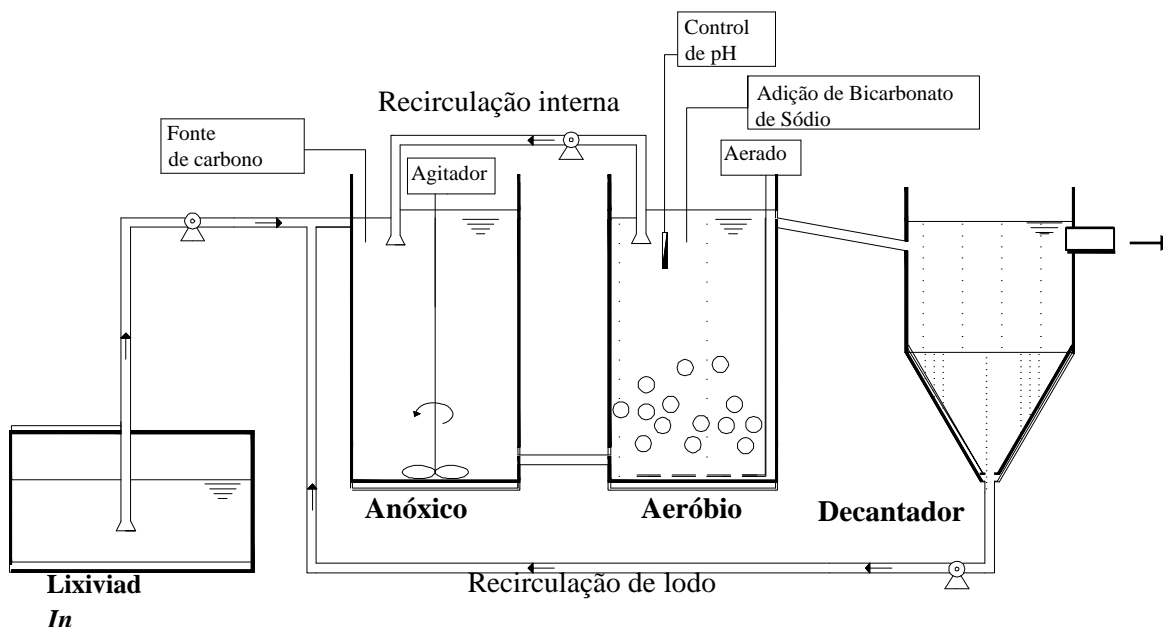
Até o momento não se dispõe de um método com características técnicas e economicamente viáveis que possa ser efetivamente aplicado no tratamento de lixiviados de aterros, apesar de experiências de pesquisas e de aplicações práticas com sistemas como: lodos ativados, evaporação, biodiscos rotativos, lagoas de estabilização, filtros, processos físico-químicos, adsorventes e tratamento combinado com esgoto sanitário (FLECK, 2005). A maior dificuldade encontrada para o tratamento desses líquidos se deve a dinâmica de sua geração, que varia quantitativa e qualitativamente de um local para outro, sazonalmente em um mesmo local e em função da idade do aterro.

Este trabalho teve por objetivo avaliar a eficiência de remoção de nitrogênio (nitrificação/desnitrificação) de lixiviado de aterro de resíduos sólidos, em um sistema de lodo ativado de lodo único.

MATERIAIS E MÉTODOS

A instalação experimental, em escala piloto, era composta por reator anóxico (27L), reator aeróbio (27L) e decantador (19,6L), conforme esquema mostrado na Figura 1. Os reatores foram construídos em PVC, com diâmetro de 250 mm e altura útil de 550 mm.

Figura 1: Esquema do Sistema Experimental Piloto.



O reator aeróbio era alimentado com o efluente do reator anóxico. Este reator possuía sistema automático de controle de pH. O reator recebia o afluente bruto (lixiviado), além das recirculações externas (recirculação do lodo) e interna (recirculação do efluente nitrificado). Os principais parâmetros de operação do sistema são apresentados na Tabela 1. Durante a Fase II foi adicionada ao reator anóxico, como fonte externa de carbono, etanol, ao passo que na Fase I explorou-se a possibilidade de aproveitamento do carbono presente no lixiviado.



Durante o período de monitoramento do sistema foram determinados para o afluente, o conteúdo dos reatores e o efluente final os seguintes parâmetros físico-químicos, pH, alcalinidade, N-amoniacoal, Nitrato, Nitrito. Na Tabela 2 são os parâmetros físico-químicos analisados para o afluente, o conteúdo dos reatores e o efluente final e os métodos utilizados.

Tabela 1: Fases de operação do sistema.

Fase	TDH (dias)		Ri	Re	Fonte externa de carbono	Tempo de operação (dias)
	anóxico	aeróbio				
I	6,5	6,5	1	1	não	43
II	6,5	6,5	1	1	sim	75

Ri = recirculação interna; Re = recirculação externa.

Tabela 2: Parâmetros físico-químicos analisados para o afluente, o conteúdo dos reatores e o efluente final, frequência de análise e métodos utilizados.

Parâmetro	Método (standard methods)
N-amoniacoal (mg N-NH ₃ .L ⁻¹)	Titulométrico (4500-NH ₃ B/C)**
Nitrato (mg N-NO ₃ .L ⁻¹)	Colorimétrico (Metodologia ácido salicílico)*
Nitrito (mg N-NO ₂ .L ⁻¹)	Colorimétrico (4500-NO ₂ - B)**

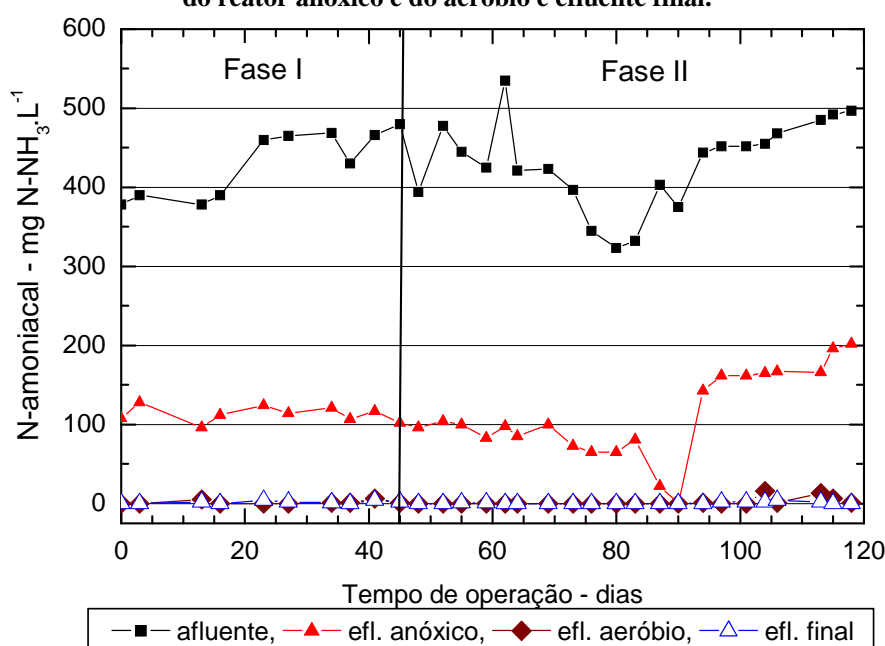
* Metodologia do ácido salicílico (Cataldo, 1975);

**Demais metodologias seguem procedimentos descritos pelo STANDARD METHODS FOR THE EXAMINATION OF WATER AND WASTEWATER” (2005) .

RESULTADOS

Nas Figuras 2, 3 e 4 são apresentados os resultados de N-amoniacoal, nitrito e nitrato, obtidos durante o monitoramento, para o afluente, o efluente do reator anóxico e do aeróbio e para o efluente final.

Figura 2: Resultados de N-amoniacoal, durante o período de monitoramento, para o afluente, o efluente do reator anóxico e do aeróbio e efluente final.



A concentração de N-amoniacoal no afluente, durante o período de monitoramento, foi em média de 460mg de N-NH₃, variando de 323 mg de N-NH₃/L a 576 mg de N-NH₃/L.

No reator anóxico as concentrações de N-amoniaco foram em média 74 e 75% menores, respectivamente, para as Fases I e II, quando comparadas às concentrações do afluente. Parte desta redução provavelmente é devida ao efeito de diluição provocado pela recirculação externa na Fase I e externa e interna na Fase II, que retornavam parte do efluente nitrificado do reator aeróbio, com baixas concentrações de N-amoniaco, para a entrada do reator anóxico.

A concentração média de N-amoniaco no efluente do reator aeróbio foi de 6 mg de $\text{N-NH}_3/\text{L}$ e no efluente final foi de 2 mg de $\text{N-NH}_3/\text{L}$, para as Fases I e II, mostrando assim que a quase totalidade do N-amoniaco afluente ao sistema foi transformada a nitrito e nitrato.

As concentrações médias de nitrito no sistema foram inferiores a 3 mg $\text{N-NO}_2/\text{L}$, nas Fases I e II, exceto no 85º dia de operação quando a concentração de nitrito foi superior a 10 mg $\text{N-NO}_2/\text{L}$.

Comparando as Figuras 2 e 4 durante a Fase I, nota-se que todo o N-amoniaco foi convertido a nitrato, mas não houve desnitrificação, provavelmente devido a falta de carbono facilmente biodegradável no lixiviado. Durante esta fase a concentração média de nitrato no reator anóxico foi de 386 mg $\text{N-NO}_3/\text{L}$ e no reator aeróbio e efluente final as concentrações de nitrato foram, respectivamente, de 537 e 465 mg $\text{N-NO}_3/\text{L}$.

Na Fase II fica claramente evidenciada a ocorrência da desnitrificação a partir de 70º dia de operação, porém no final desta fase houve um aumento da concentração de nitrato, provavelmente devido a redução da concentração da fonte externa de carbono causada por problemas no sistema de alimentação desta. A concentração média de nitrato no reator anóxico e no aeróbio foi de 180 e 289 mg $\text{N-NO}_3/\text{L}$, respectivamente.

Figura 3: Resultados de Nitrito, durante o período de monitoramento, para o afluente, o efluente do reator anóxico e do aeróbio e efluente final.

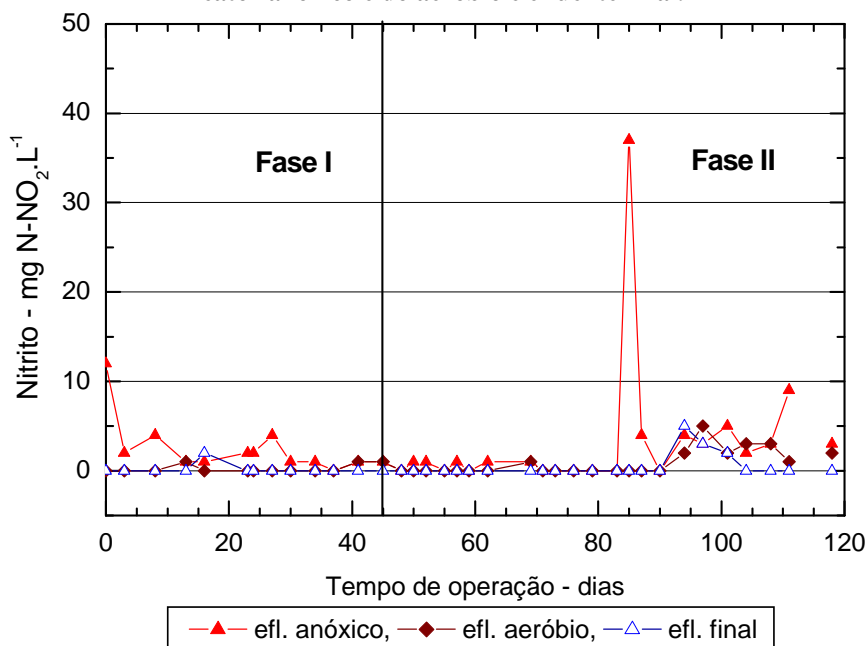
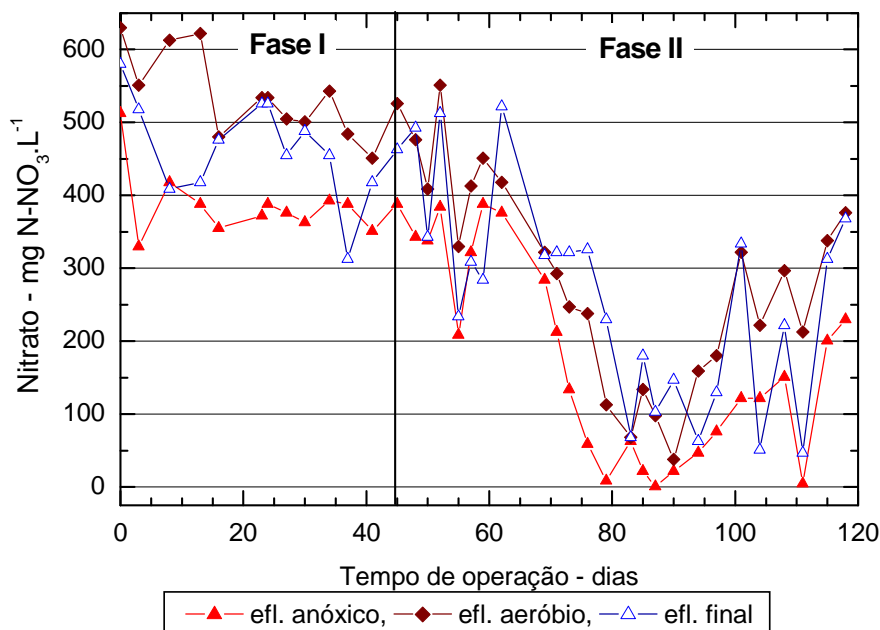




Figura 4: Resultados de Nitrato, durante o período de monitoramento, para o afluente, o efluente do reator anóxico e do aeróbio e efluente final.



CONCLUSÕES

- Em torno de 99% do N-amoniaco afluente ao sistema foi oxidado, resultando em concentrações médias de N-amoniaco no efluente final de 2 mg/L, durante o monitoramento;
- apesar das concentrações de N-amoniaco serem elevadas (323 a 576 mg de N-NH₃/L.) a nitrificação não foi inibida;
- houve necessidade de adição de fonte externa de carbono para desnitrificação, uma vez que a DBO do lixiviado afluente era baixa (31 a 125 mg O₂/L);
- a adição de fonte externa de carbono (etanol) reduziu as concentrações de nitrato no efluente final.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. APHA – AWWA – WPCF (2005). Standards Methods for the Examination of Water and Wastewater. American Public Health Association 21ª Edition, Washington DC.
2. CARRERA, J.; BAEZA J.A.; VICENT, T.; LAFUENTE, J.; Biological nitrogen removal of high-strength ammonium industrial wastewater with two-sludge system. *Water Research*, v. 7, p.4211 - 4221, 2003.
3. 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.
4. KJELDSEN, Peter; BARLAZ, Morton A.; ROOKER, Alix P.; BAUN, Anders; LEDIN, Anna; CHRISTENSEN, Thomas H. Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate: A Review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 32(4): p.297-336, 2002
5. SEDLAK, Richard L. *Phosphorus and Nitrogen Removal From Municipal Wastewater*. 2.ed. Chelsea: Lewis Publisher. USA, 240p.,1991.
6. SOUZA, Alice Rocha; NAVAL, Liliana Pena Caracterização das Águas sob a Influência do Aterro Sanitário da Palmas. In: SILUBESA – SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 9