



III-135 – EFEITO DA ADIÇÃO DE FONTE EXTERNA DE CARBONO, PARA DESNITRIFICAÇÃO, NOS VALORES DE pH E ALCALINIDADE, EM SISTEMA DE LODOS ATIVADOS PARA A REMOÇÃO DE NITROGÊNIO EM LIXIVIADOS

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

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. As características dos lixiviados de aterros sanitários e controlados são função da fase de decomposição da matéria orgânica aterrada. Geralmente os resíduos passam por pelo menos quatro fases de decomposição: (I) fase aeróbia inicial, (II) fase anaeróbia acidogênica, (III) fase inicial metanogênica, e (IV) fase metanogênica estável (CHRISTENSEN & KJELDSSEN, 1995). Quando na fase metanogênica de decomposição dos resíduos, com o lixiviado apresentando baixa relação DBO/DQO (na ordem de 0,06), elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal e pH elevado (entre 7,5 a 9,0), o tratamento biológico pode se tornar bastante limitado em termos de eficiência de remoção de poluentes, além de não proporcionar a integração entre os processos de nitrificação e desnitrificação biológica. O presente trabalho avaliou o efeito da adição de fonte externa de carbono (etanol) para desnitrificação, nos valores de pH e da alcalinidade, em um sistema de lodo ativado de lodo único para remoção de nitrogênio de lixiviado de aterros de resíduos sólidos. 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 do reator aeróbio. O sistema foi operado com TDH de 6,5 dias em cada reator. Os resultados demonstraram que, na primeira fase, quando se utilizou a fonte de carbono disponível internamente no lixiviado, não houve desnitrificação no sistema e houve elevado consumo de alcalinidade para nitrificação, sendo necessário adicionar alcalinidade externa para a manutenção do pH no reator aeróbio. Na segunda fase, com a adição de etanol como fonte externa de carbono no anóxico, houve liberação de alcalinidade neste reator e aumento do pH de acordo com a carga de etanol ao sistema. A liberação da alcalinidade na segunda fase foi superior ao total consumido para nitrificação, o que é visto como um fator positivo, uma vez que o pH foi mantido na faixa de 7,2 a 8,0, considerada ideal para a nitrificação (METCALF & EDDY, 2003; SEDLAK 1991),

PALAVRAS-CHAVE: Fonte externa de carbono; Lixiviados; Remoção de Nitrogênio.

INTRODUÇÃO

Quando os resíduos sólidos são aterrados, inicia-se uma série de reações químicas e biológicas durante a decomposição destes. Geralmente os resíduos passam por pelo menos quatro fases de decomposição: (I) fase aeróbia inicial, (II) fase anaeróbia acidogênica, (III) fase inicial metanogênica, e (IV) fase metanogênica estável (CHRISTENSEN & KJELDSSEN, 1995).



O lixiviado resultante de um aterro controlado ou sanitário na fase metanogênica apresentam como característica a DBO₅ entre 20 a 550 mgO₂/L, DQO entre 500 a 4500 mgO₂/L e a concentração de nitrogênio amoniacal de aproximadamente 700 mgN-NH₃/L (KJELDSEN *et. al.*, 2002). Estas características dificultam o tratamento biológico dos lixiviados em aterros onde os resíduos sólidos encontram-se nesta fase de decomposição, devido a baixa relação BDO/DQO e as altas concentrações de nitrogênio amoniacal.

Para a realização deste trabalho elaborou-se um sistema piloto de lodos ativados para tratar o lixiviado do aterro controlado de Londrina – PR, visando a nitrificação / desnitrificação. Inicialmente, na primeira fase do trabalho, procurou-se fazer uso da fonte de carbono do lixiviado para a desnitrificação. Na segunda fase, foi utilizado o etanol como fonte externa de carbono, tendo em vista a desnitrificação no reator anóxico.

Este trabalho avaliou o efeito da adição de fonte externa de carbono (etanol) para desnitrificação, nos valores de pH e da alcalinidade, em um sistema de lodo ativado de lodo único para remoção de nitrogênio de lixiviado de aterros de resíduos sólidos.

MATERIAIS E MÉTODOS

LOCALIZAÇÃO E CARACTERÍSTICAS DO ATERRO SANITÁRIO DE LONDRINA

O lixiviado utilizado no sistema piloto foi proveniente do aterro controlado de Londrina – PR, que entrou em operação no ano de 1974, ainda está em funcionamento, recebendo resíduos Classes II-A e II-B, totalizando aproximadamente 380 t/dia.

O clima da região é o sub-tropical úmido, que possui duas estações bem definidas, verão quente e chuvoso e invernos frios e secos, com temperatura anual média de 21,3°C e precipitação média anual de 1264 mm (PREFEITURA MUNICIPAL DE LONDRINA, 2004).

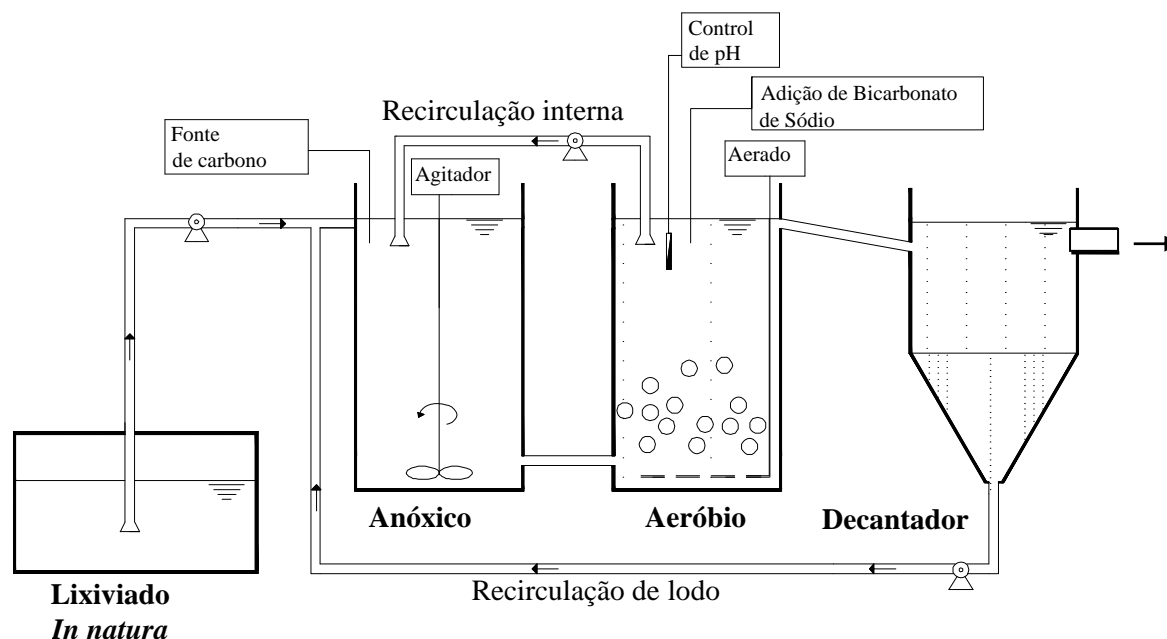
INSTALAÇÃO EXPERIMENTAL

A instalação experimental, em escala piloto, 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.

O reator aeróbio foi alimentado com o efluente do reator anóxico. Este reator possuía sistema automático de controle de pH. Observa-se que o reator anóxico foi posicionado antes do aeróbio com o objetivo de utilizar o carbono orgânico do próprio lixiviado para desnitrificação e, também, para que o retorno do efluente nitrificado de aeróbio diluísse as elevadas concentrações de N-amoniacal do lixiviado *in natura*, desse modo adequando o afluente ao processo de nitrificação, tendo em vista que as bactérias nitrificantes são sensíveis a amônia livre, que é função das concentrações de N-amoniacal, pH e temperatura.



Figura 1: Esquema do Sistema Experimental Piloto.



A operação do sistema foi dividida em duas fases, sendo as características mostradas na Tabela 1. Na primeira fase foi utilizada a fonte de carbono disponível no lixiviado (medida em termos de DBO_5) e na segunda fase foi utilizada fonte externa de carbono (etanol) no reator anóxico.

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	1,0.Q	0,7.Q	não	43
II	6,5	6,5	1,0.Q	0,7.Q	sim	75

Ri = recirculação interna; Re = recirculação do lodo; Q = vazão de entrada no sistema.

A recirculação interna consiste no bombeamento do lixiviado nitrificado, do reator aeróbio, para o reator anóxico. A recirculação do lodo é o bombeamento do sólido decantado para o reator anóxico.

PARÂMETROS MONITORADOS

Durante o período de monitoramento do sistema foi determinado, para o afluente, o conteúdo dos reatores e o efluente final, os seguintes parâmetros físico-químicos: pH, alcalinidade, N-amoniaco, Nitrato, DBO_5 e DQO. A Tabela 2 mostra as metodologias aplicadas.

Tabela 2: Parâmetros físico-químicos determinados para o afluente, o conteúdo dos reatores e o efluente final, metodologias e frequência.

Parâmetro	Método	Frequência
Nitrato ($\text{mg N-NO}_3\text{.L}^{-1}$)	Colorimétrico -Metodologia de Cataldo (1975), utilizando ácido salicílico	2 x semana
N-amoniaco ($\text{mg N-NH}_3\text{.L}^{-1}$)	Titulométrico	2 x semana
pH	Potenciométrico	3 x semana
Alcalinidade ($\text{mg CaCO}_3\text{.L}^{-1}$)	Titulométrico	3 x semana
DBO ($\text{mg O}_2\text{.L}^{-1}$)	Método da diluição - DBO 5 dias	Semanal
DQO ($\text{mg O}_2\text{.L}^{-1}$)	Método do refluxo fechado	2 x semana

RESULTADOS

Na Tabela 3 são mostrados os resultados dos parâmetros monitorados para o lixiviado *in natura*, o efluente do reator anóxico e aeróbio e do efluente final, durante as Fases I e II, em termos de pH, alcalinidade, oxigênio dissolvido, nitrato e DBO₅.

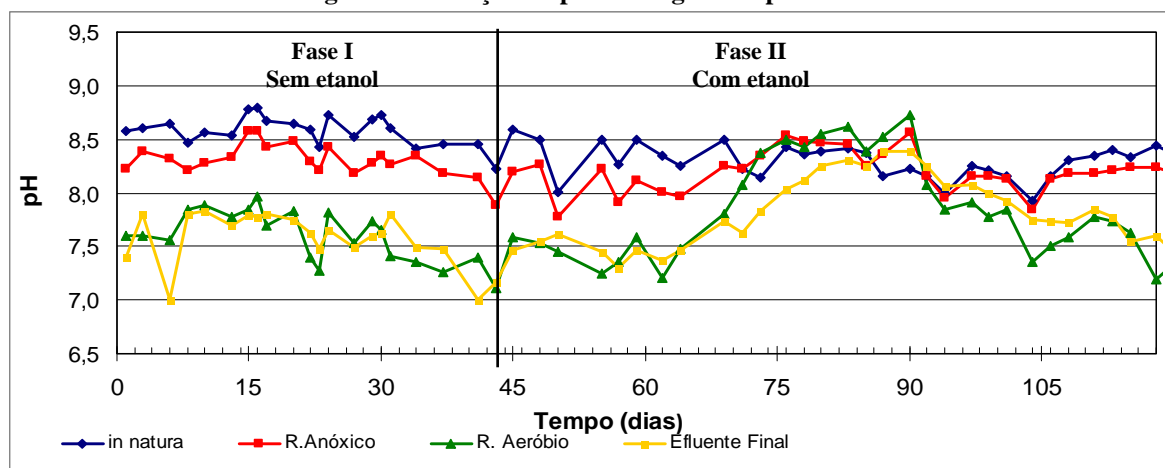
Tabela 3: Média e intervalo dos parâmetros analisados nas Fases I e II, ao longo do período de monitoramento do sistema.

Fase	Local	Parâmetro									
		pH		Alcalinidade (mg/L)		Oxigênio dissolvido (mgO ₂ /L)		Nitrato (mgN-NO ₃ /L)		DBO ₅ (mg/L)	
		Médi a	Intervalo	Médi a	Intervalo	Médi a	Intervalo	Médi a	Intervalo	Médi a	Intervalo
I	<i>In natura</i>	8,57	8,23 - 8,80	3090	2857 - 3291	-	-	0	-	80	72 - 98
	Anóxico	8,3	7,88 - 8,58	986	826 - 1233	0,64	0,35-2,99	386	330-513	-	-
	Aeróbio	7,59	7,11 - 7,97	231	157 - 326	6,31	1,61-7,35	537	450-580	-	-
	Efluente final	7,55	7,00 - 7,83	285	225 - 367	-	-	465	313 - 570	11	7,0 - 22
II	<i>In natura</i>	8,29	7,93 - 8,59	2957	2573 - 3252	-	-	0	-	76	45 - 125
	Anóxico	8,19	7,77 - 8,56	1461	843 - 2019	0,66	0,00-1,61	18	1 - 388	-	-
	Aeróbio	7,85	7,19 - 8,73	701	174 - 1628	5,84	3,02-8,33	289	38 - 551	-	-
	Efluente final	7,82	7,30 - 8,39	605	222 - 1323	-	-	268	47 - 522	10	3,0 - 20

A Figura 2 mostra a variação do pH ao longo das Fases I e II. Durante a Fase I, sem adição de fonte externa de carbono, o pH do reator anóxico manteve-se praticamente todo o período acima de 8,0, enquanto que no reator aeróbio houve necessidade de adição de alcalinidade externa para manter o pH na faixa de 7,2 a 8,0, considerada ideal para a nitrificação (METCALF & EDDY, 2003; SEDLAK 1991), através da adição de 3 a 5g de bicarbonato de sódio (NaHCO₃) a cada dois dias. Desta forma, do dia 0 ao 43º dia o pH ficou na faixa de 7,11 a 7,97 no reator aeróbio.

A partir do 44º dia, quando teve início a adição de etanol ao reator anóxico, houve sutil aumento do pH nos reatores anóxico e aeróbio. O aumento mais significativo do pH no reator aeróbio foi a partir do 63º dia, que era de 7,2, e alcançou o valor de 8,6 no 90º dia, sendo este o valor máximo da Fase II. A partir daí o pH oscilou de acordo com a carga de etanol adicionada diariamente. É importante salientar que a carga de etanol (mgO₂/dia) foi aumentada progressivamente, de forma a detectar possíveis interferências deste no sistema.

Figura 2: Variação do pH ao longo do experimento.





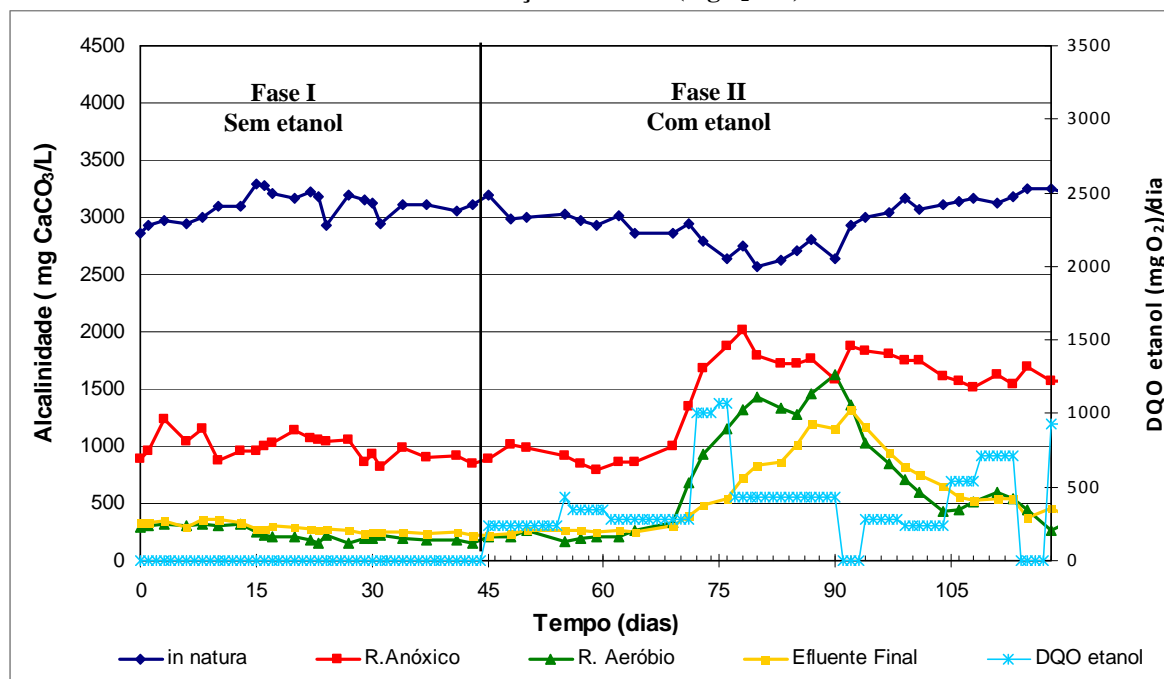
A DQO do etanol, determinada pelo método de refluxo fechado, variou entre 1.409.375 a 1.519.793 mgO_2/L . Esta diferença deve-se, principalmente, a grande diluição das amostras para que a concentração pudesse ser detectada na curva de absorvância do espectrofotômetro. Por ser um líquido orgânico e de fácil degradação, considerou-se que a DQO e a DBO final do etanol fossem idênticas. A quantidade de etanol adicionada no reator anóxico seguiu as recomendações de ISAACS & HENZE (1995), de 3,5 a 4,5 gDQO/gN para a desnitrificação.

A Figura 3 mostra a variação da alcalinidade e da carga de etanol ao longo das duas fases de operação do sistema. Percebe-se que na Fase I os valores de alcalinidade variaram pouco nos reatores anóxico e aeróbio, permanecendo nas faixa de 826 a 1233 mgCaCO_3/L no primeiro e de 157 a 326 mgCaCO_3/L no segundo.

A partir do início da Fase II, é perceptível o aumento da alcalinidade, tanto no reator anóxico quanto no reator aeróbio. Neste último, a alcalinidade passou de 212 mgCaCO_3/L no 62º dia para 1628 mgCaCO_3/L no 90º dia, sendo este o valor máximo na segunda fase. O valor médio de alcalinidade no reator anóxico foi de 986 mgCaCO_3/L e de 231 mgCaCO_3/L no reator aeróbio, na Fase I. Na fase II as médias foram de 1461 mgCaCO_3/L e 701 mgCaCO_3/L nos reatores anóxico e aeróbio, respectivamente.

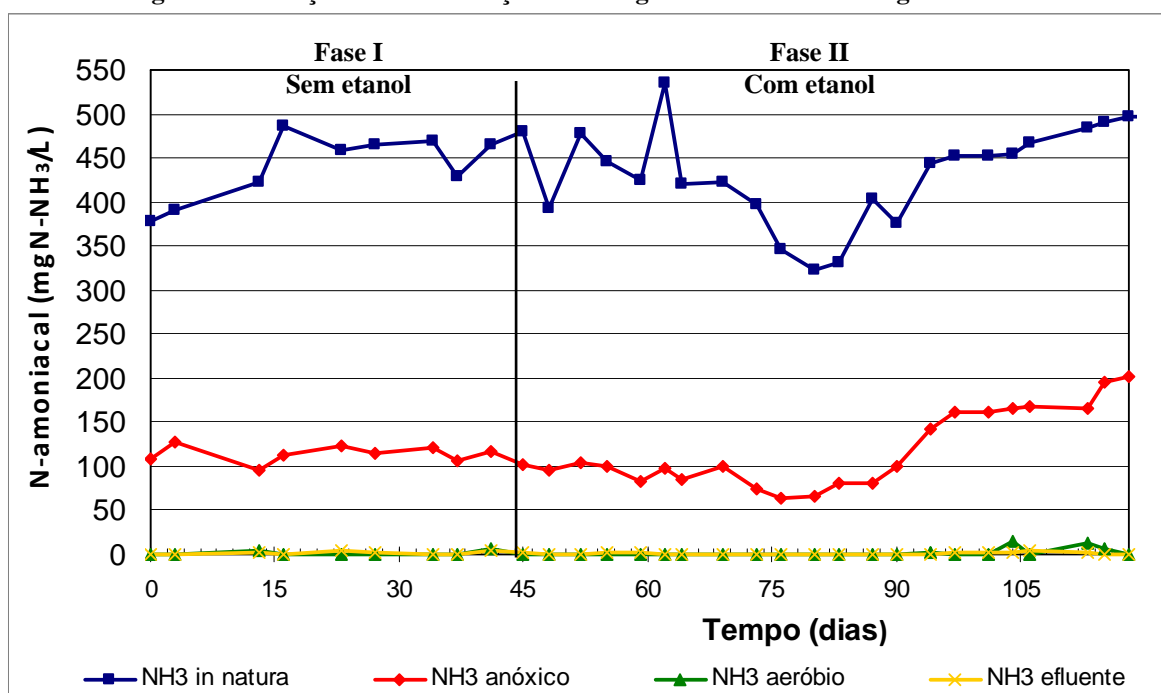
Este fenômeno já era esperado, uma vez que a fonte externa de carbono adicionada ao reator anóxico propiciou a desnitrificação do lixiviado recirculado do reator aeróbio. Nesta reação, a cada 1g de nitrato transformado em nitrogênio molecular (desnitrificação) são formadas 3,57g de alcalinidade, representando aproximadamente 50% da alcalinidade consumida na nitrificação (METCALF & EDDY, 2003). Outro resultado importante é que a partir da utilização de fonte externa de carbono, a alcalinidade liberada foi suficiente para a nitrificação, de forma que a alcalinidade externa parou de ser adicionada ao sistema.

Figura 3: Variação da alcalinidade ao longo do experimento e na escala secundária a carga de DQO, devido a adição de etanol (mgO_2/dia).



A Figura 4 mostra as concentrações de entrada e de saída de nitrogênio amoniacal. Na Fase I, a concentração no lixiviado *in natura* era de 440 $\text{mgN-NH}_3/\text{L}$ e de 1 $\text{mgN-NH}_3/\text{L}$ na saída. Já na Fase II as concentrações eram de 433 $\text{mgN-NH}_3/\text{L}$ no lixiviado *in natura* e de 1 $\text{mgN-NH}_3/\text{L}$ na saída. Isto demonstra que a nitrificação ocorreu no reator aeróbio.

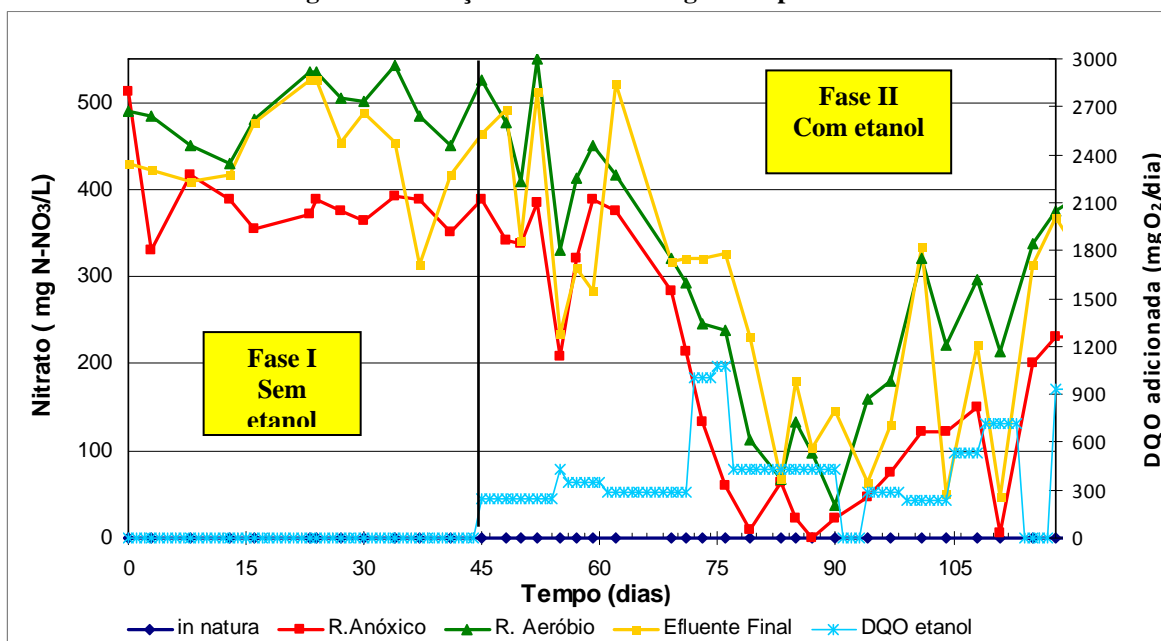
Figura 4: Variação da concentração de nitrogênio amoniacal ao longo do sistema.



A concentração de oxigênio dissolvido foi mantida acima dos 2,0 mg/L no reator aeróbio para favorecer a nitrificação (METCALF & EDDY, 2003). No reator anóxico, onde ocorre a desnitrificação, procurou-se manter a concentração de oxigênio dissolvido abaixo de 1,0 mg/L, de modo a favorecer o uso do nitrato ou nitrito como aceptor de elétrons (SEDLAK, 1991).

Na Figura 5 apresenta-se a concentração de nitrato nos diferentes pontos do sistema, ao longo do tempo, bem como a carga de DQO (etanol) adicionada no reator anóxico. Percebe-se o aumento da taxa de desnitrificação à medida que se aumentou a concentração de etanol adicionada ao sistema, propiciando também a liberação da alcalinidade, como mostrado na Figura 3. Neste trabalho, a taxa de desnitrificação não foi determinada.

Figura 5: Variação dos nitratos longo do experimento.





CONCLUSÕES

Com base no trabalho realizado, concluiu-se que:

- Na Fase I, onde ocorria apenas a nitrificação no reator aeróbio, havia grande consumo de alcalinidade, ocasionando a queda do pH. Para evitar este efeito foi realizada a adição de bicarbonato de sódio através de uma bomba dosadora. Na Fase II não houve necessidade de adicionar bicarbonato de sódio ao reator aeróbio, pois houve liberação de alcalinidade no anóxico, devido ao processo de desnitrificação;
- A desnitrificação proporcionou a liberação de alcalinidade no reator anóxico. Com isso, não houve necessidade de adição de bicarbonato de sódio (alcalinidade externa) no reator aeróbio durante a Fase II de operação do sistema;
- O pH do reator aeróbio manteve-se na faixa ideal para a nitrificação, com a alcalinidade liberada. Após atingir o pico de 8,73, manteve-se em 7,9, em média;
- Na Fase II o aumento da alcalinidade e, consequentemente, do pH, esteve fortemente relacionado com a adição da fonte externa de carbono. O aumento da carga de DQO devido ao etanol provocava a reação imediata do sistema, devido a desnitrificação;
- O etanol pode ser utilizado como fonte externa de carbono em sistemas de tratamento de lixiviados provenientes de aterros sanitários e controlados antigos, quando na fase metanogênica de decomposição dos resíduos sólidos. O etanol pode ser utilizado em sistema de tratamento com fluxo contínuo, em zonas anóxicas, ou em sistemas de tratamento em batelada, adotando um ciclo anóxico de funcionamento.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ANTHONISEN, A.C.; LOEHR, R.C.; PRAKASAM, T.B.S.; SRINATH, E.G. Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid. *Journal Water Pollution Control Federal*, Alexandria, v.48, n.5, p.835-52. 1976.
2. APHA – AWWA – WPCF (2005). Standards Methods for the Examination of Water and Wastewater. American Public Health Association 21ª Edition, Washington DC.
3. CHRISTENSEN, T. H.; KJELDSEN, P.. Landfill emissions and environmental impact: An introduction. In *SARDINIA '95, Fifth International Landfill Symposium, Proceedings*, Volume III, CHRISTENSEN, T. H.; COSSU, R.; STEGMANN, R. Ed. CISA, Cagliari, Italy, 3, 1995.
4. ISAACS, S. H.; HENZE, M.; Controlled carbon source addition to the alternating nitrification-denitrification wastewater treatment process including biological P removal. *Wat. Res.* 29, No. 1, pp 77-89. 1995.
5. 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
6. LONDRINA. Prefeitura Municipal. *Londrina Perfil 2004*. <[HTTP://home.londrina.pr.gov.br/planejamento/perfil/perfil2004](http://home.londrina.pr.gov.br/planejamento/perfil/perfil2004)> Acessado em 13/07/2007.
7. METCALF & EDDY. Inc. Wastewater Engineering treatment Disposal Reuse. 4. ed. New York, McGraw - Hill Book, 1815p. 2003.
8. SEDLAK, R. I. (1991). Phosphorus and Nitrogen Removal from Municipal Wastewater: Principles and Practice. New York: ED. Lewis. 2 Ed. 256p.