

REMOÇÃO BIOLÓGICA DE NITROGÊNIO VIA NITRITO UTILIZANDO FENOL COMO FONTE DE CARBONO.

Autores:

1. Luciano Matos Queiroz

Engenheiro Civil pela Escola Politécnica da Universidade Federal da Bahia (UFBA) (1997); Especialista em Gestão Integrada de Recursos Hídricos pela UFBA (2003); Mestrando em Engenharia Hidráulica e Saneamento pela Escola Politécnica da Universidade de São Paulo (USP) desde 2004.

2. Mariana Vivolo Aun

Doutoranda em Engenharia Hidráulica e Saneamento pela Escola Politécnica da USP desde 2002.

3. Pedro Alem Sobrinho

Professor Titular da área de Saneamento da Escola Politécnica da USP desde 1996.

4. Dione Mari Morita

Professora Doutora do Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária da Escola Politécnica da USP desde 1993.

Endereço: Escola Politécnica da Universidade de São Paulo - Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária. Av. Professor Almeida Prado, 271 Prédio de Engenharia Civil. Bairro Butantã. Cidade Universitária. CEP: 05508-900 - Brasil – Tel: (55) (11) 3091 – 5444 - Fax: (55) (11) 3091 – 5423 - e-mail: luciano.queiroz@poli.usp.br

RESUMO

A presente pesquisa propôs a remoção do nitrogênio amoniacal pela via simplificada ("nitrificação") utilizando fenol como fonte de carbono na etapa anóxica ("desnitrificação"). Para tanto, operou-se um reator piloto em bateladas sequenciais com biomassa em suspensão (volume útil de 20 litros), alimentado com 5,0 litros de água residual sintética. A investigação foi caracterizada pelo aumento gradual da concentração de nitrogênio amoniacal (200; 300 e 500 mgN-NH₃/L) no afluente e a busca das condições operacionais que permitissem a predominância e prevalência do nitrito ao final da fase aeróbia do ciclo de tratamento, além da utilização do fenol (1.000 mg/L) como única fonte de carbono pelos microrganismos heterotróficos para redução do nitrogênio oxidado durante a fase anóxica.

Foi observada a predominância do nitrito ao final da fase aeróbia do ciclo de tratamento durante todo experimento. Para tanto o pH, no conteúdo do reator foi controlado em valores próximos a 8,3 durante a fase aeróbia; a temperatura variou entre 25 e 33°C. e a concentração de oxigênio dissolvido foi mantida próxima a 1,0 mgO₂/L.. A eficiência de remoção de N-NH₃ foi superior a 93%; a relação N-NO₂⁻ / (N-NO₂⁻ + N-NO₃⁻) variou entre 88 e 97%. A taxa específica de nitrificação variou entre 0,04 e 0,06 kg N-NH₃ / kg SSV.dia para uma concentração de SSV na faixa de 2.175 a 2.645 mg/L.

O fenol foi adequado como fonte de carbono para "desnitrificação" para concentrações afluentes de 200 e 300 mgN-NH₃/L. A taxa de "desnitrificação" específica variou entre 0,018 e 0,049 kg N-NO₂⁻ / kg SSV.dia. A relação Fenol_{removido} / N-NO₂⁻_{removido} variou entre 2,63 e 2,35 kg Fenol_{removido} / kg N-NO₂⁻_{removido}. A razão alimento/microorganismo (A/M), e ficou na faixa entre 0,05 e 0,09 kg Fenol/kg SSV.dia. Para concentrações, de N-NO₂ no conteúdo do reator maiores que 75 mg/L, a "desnitrificação" utilizando fenol como única fonte de carbono foi severamente inibida.

Palavras Chaves: Nitrogênio amoniacal, Nitrificação, Desnitrificação, Fenol.

INTRODUÇÃO

Diante dos problemas, de ordem econômica e ambiental, causados pelo descarte de quantidades excessivas de nitrogênio no meio ambiente, as nações têm adotado medidas restritivas para o lançamento das diferentes formas de nitrogênio presentes nos despejos, trazendo à comunidade técnica e científica o desafio de desenvolver tecnologias para a concentração desse elemento nas águas residuárias antes do descarte no meio ambiente.

Apesar da comprovada eficiência na remoção de compostos nitrogenados de alguns processos físico-químicos, sua utilização requer, em geral, a adição de produtos químicos e o lodo gerado necessita de adequada disposição final. Os sistemas biológicos para remoção de compostos nitrogenados apresentam como vantagem menores custos de implantação e operação, embora o impacto financeiro da adequada disposição final da fase sólida (lodo biológico gerado no processo) necessite de uma avaliação criteriosa, além da ausência de produtos químicos prejudiciais ao meio ambiente.

O tratamento biológico para remoção de nitrogênio é tradicionalmente conduzido em duas etapas: na primeira (nitrificação) bactérias autotróficas oxidam o nitrogênio amoniacal a nitrito e nitrato, respectivamente, em meio ambiente com disponibilidade de oxigênio livre (O_2); na segunda etapa (desnitrificação), bactérias heterotróficas reduzem as formas oxidadas do nitrogênio a nitrogênio gasoso (N_2) utilizando uma fonte de carbono em ambientes caracterizados pela ausência de O_2 .

Recentemente, a descoberta de novos microrganismos possibilitou aos pesquisadores e técnicos o desenvolvimento e aplicação de rotas biológicas alternativas para remoção do nitrogênio de águas residuárias (Processos: SHARON; ANAMMOX; associação SHARON-ANAMMOX; nitrificação e desnitrificação simultâneas). Essas novas rotas utilizam o nitrito como forma oxidada predominante do nitrogênio amoniacal na etapa aeróbia do processo ("nitritação") diminuindo a necessidade de energia para os microrganismos heterotróficos na etapa anóxica ("desnitritação").

A comparação teórica entre a remoção de nitrogênio via nitrito e pela via tradicional permite: 40% de redução na demanda de D.Q.O. durante a desnitrificação; uma taxa de desnitrificação 63% superior; uma produção de biomassa durante a etapa anóxica menor e aparentemente nenhum efeito tóxico resultante do acúmulo do nitrito. A "nitritação" resulta, portanto, em economia significativa no dimensionamento dos sistemas de aeração além de possibilitar a utilização desse processo de tratamento para águas residuárias com baixa relação carbono/nitrogênio (C/N), reduzindo os custos operacionais do tratamento. (POLLICE et al., 2002; FUX E SIEGRIST, 2004).

Algumas águas residuárias industriais possuem na sua constituição concentrações elevadas de nitrogênio amoniacal e fenol, a exemplo dos despejos das indústrias farmacêutica; de resinas; siderúrgica, dentre outras. A aplicação do tratamento biológico para remoção associada do nitrogênio amoniacal e Fenol, utilizando esse composto fenólico como única fonte de carbono na etapa anóxica, já é objeto de estudo do Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo desde 1997.

A presente pesquisa propôs a remoção do nitrogênio amoniacal pela via simplificada ("nitritação") utilizando fenol como fonte de carbono na etapa anóxica ("desnitritação"). Para tanto operou-se um reator piloto em bateladas seqüenciais com biomassa em suspensão, alimentado com água residuária sintética. Tal estratégia de tratamento buscou associar a economia da ausência de fonte externa de carbono na etapa anóxica do processo, com aquela oriunda da menor necessidade de fornecimento de oxigênio na etapa de acúmulo de nitrito.

MATERIAIS E MÉTODOS:

Água Residuária Sintética:

A pesquisa foi conduzida em três etapas caracterizadas pelo aumento gradual da concentração de nitrogênio amoniacal afluente ao sistema de tratamento, constituído de um reator, com volume útil de 20,0 litros, operado em bateladas seqüenciais. A composição da água residuária sintética, utilizada durante a pesquisa, é fornecida na Tabela 01.

Tabela 01 : Composição da água residuária sintética

<i>Componentes</i>	<i>Dosagem</i>
Fenol	1000 mg/L
Cloreto de Amônio	Fase 1: 765 mg/L
	Fase 2: 1.146 mg/L
	Fase 3: 1.911 mg/L
Sulfato de manganês	53 mg/L
Cloreto de cálcio	53 mg/L
Sulfato de magnésio	330 mg/L
Fosfato de potássio bibásico	200 mg/L
Sulfato férrico	200 mg/L
Solução de Micronutrientes	5.0 mL
Água destilada	5.0 L

Além dos produtos químicos apresentados na Tabela 01, foi acrescentada uma solução de micronutrientes na proporção de 1 mL para cada litro de água residuária sintética preparada como descrito por Campos (1999). Essa solução (Tabela 02) era preparada com a adição das quantidades dos produtos químicos pré-estabelecida em 100 mL. de água desionizada.

Tabela 02 : Composição da Solução de micronutrientes essenciais:

<i>Produtos químicos</i>	<i>Concentração (mg/L)</i>
FeSO ₄	2.728
EDTA	50.000
(NH ₄) ₆ Mo ₇ O ₂₄	1.036
MnCl ₂	3.220
ZnSO ₄	12.354
CaCl ₂	5.540
CoCl ₂	880
CuSO ₄	1.004

Inóculo:

O inóculo foi proveniente do tanque anóxico do sistema de lodos ativados, dimensionado para remoção de nitrogênio amoniacal, instalado no Centro Tecnológico de Hidráulica da USP (CTH) em operação desde setembro de 2004. Esse sistema trata um despejo sintético com altas concentrações de fenol (1.000 mg/L) e nitrogênio amoniacal (750 mgN-NH₃/L), promovendo a oxidação total do nitrogênio amoniacal (remoção via nitrato), utilizando fenol como fonte de carbono para desnitrificação em um reator pré-anóxico.

Aparato Experimental:

Para a condução do experimento utilizou-se um reator piloto construído em acrílico, com dimensões internas de 25 x 25 x 40 cm (volume útil de 20 litros). O conteúdo do reator era mantido sob agitação através de um agitador mecânico. Para dosagem do afluente utilizou-se uma bomba peristáltica com vazão máxima de 16 mL/min. A aeração era promovida por uma bomba de aquário acoplada a um rotâmetro, com a finalidade de regular a vazão de ar fornecido ao sistema e dessa

maneira manter a concentração do oxigênio dissolvido no conteúdo do reator menor ou igual a 1,0 mgO₂/L;

A temperatura, mantida acima de 23°C, foi controlada através de um aquecedor de imersão, associado a um termostato, adquirido de acordo com o volume da massa líquida no reator.

Utilizou-se um controlador automático de pH, marca Prominent modelo D1C, associado a um sensor permanentemente mergulhado no conteúdo do reator. A programação desse equipamento permitiu a comunicação com uma bomba dosadora (marca Prominent, vazão máxima de 2,10 litros/hora) de solução alcalinizante (Hidróxido de Sódio), mantendo o pH na faixa desejada.

Condução da Pesquisa:

A investigação das características da "nitritação" e "desnitritação" utilizando fenol (1.000 mg/L em todas as fases da pesquisa) como fonte de carbono na etapa anóxica, foi conduzida em três etapas distintas (tabela 3).

Tabela 3: Concentração de nitrogênio amoniacal em cada etapa da pesquisa:

ETAPA DA PESQUISA	NITROGÊNIO AMONICAL
01	200 mgN-NH ₃ /L
02	300 mgN-NH ₃ /L
03	500 mgN-NH ₃ /L

A duração das etapas do ciclo de tratamento (enchimento, anóxica, aerada, repouso e descarte) no interior do reator também foi ajustada durante a pesquisa, e não pré-estabelecida. A duração dessas etapas é condição para alcance da eficiência do tratamento e remoção dos poluentes. A etapa anóxica era realizada com alimentação e reação concomitante (adição gradual de afluente), podendo prolongar-se a reação anóxica além do tempo destinado à alimentação.

A seqüência cronológica das etapas do ciclo de tratamento foi: (Lançamento gradual de 5 litros de despejo sintético, com agitação e sem aeração – reator anóxico com agitação (etapa facultativa) – aeração com agitação – sedimentação sem agitação e sem aeração – descarte de 5,0 litros do sobrenadante através de sifonamento). A figura 02 ilustra as etapas do ciclo de tratamento:

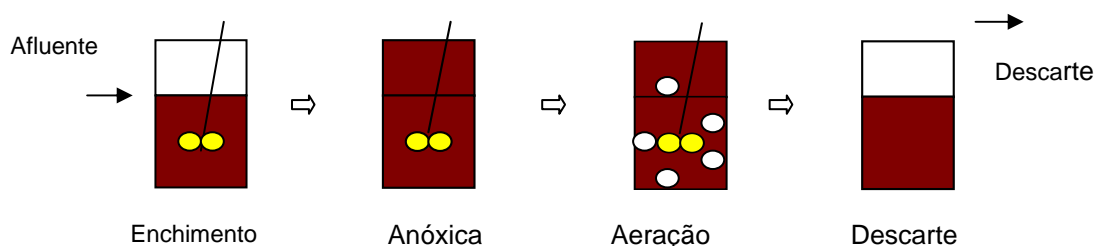


Figura 02: Seqüência cronológica das etapas de tratamento:

A ausência de sólidos em suspensão no afluente (despejo sintético) definiu os volumes utilizados: 5,0 (cinco) litros de afluente e 15,0 (quinze) litros de lodo biológico em todas etapas da pesquisa. Investigações anteriores (AUN, 2001) apontaram a necessidade da manutenção de uma concentração de sólidos em suspensão voláteis no reator de tal forma que a relação Fenol / SSV fosse inferior a 0,10 kg Fenol/kg SSV para evitar a inibição do processo de desnitrificação. Por esse motivo, o único descarte de lodo realizado era aquele oriundo da realização das análises de laboratório, além desse fato, o descarte de parte do lodo biológico poderia "lavar" do sistema de tratamento microrganismos heterotróficos utilizadores de fenol e bactérias nitrificantes.

Métodos Analíticos:

Todas as análises, apresentadas na tabela 03, foram realizadas de acordo com procedimentos descritos em APHA, AWWA, WEF (1998).

Tabela 03: Métodos analíticos utilizados:

Parâmetro	Método
Compostos Fenólicos	Fotométrico direto precedido de destilação
Nitrogênio Amoniacal	Titulométrico precedido de destilação
Nitrito	Colorimétrico
Nitrato	Eletrométrico utilizando eletrodo de íon específico.
Sólidos em Suspensão Totais (SST)	Gravimétrico
Sólidos em Suspensão Voláteis (SSV)	Gravimétrico
Temperatura	Termômetro de Mercúrio
pH	Eletrométrico
Oxigênio dissolvido (O.D.)	Eletrodo de membrana

A concentração de amônia livre foi calculada de acordo com a equação 1, proposta por Anthonisen et al. (1976).

$$\text{Amônia livre (mg/L)} = \frac{17 \times \text{NAT} \times 10^{\text{pH}}}{14 \times \text{Ka/Kw} + 10^{\text{pH}}} \quad (\text{equação 01})$$

NAT – Nitrogênio amoniacal total

Ka – constante de ionização da amônia na condição de equilíbrio a 20°C.

Kw – constante de ionização da água a 20°C.

RESULTADOS:

Nitrificação Parcial (“Nitritação”):

Foi observada a predominância do nitrito como forma oxidada do nitrogênio amoniacal durante todas as três etapas do experimento.

A primeira etapa, conduzida com concentrações afluentes de nitrogênio amoniacal e fenol iguais a 200 mgN-NH₃/L e 1.000 mg/L, respectivamente, apresentou relação N-NO₂⁻ / (N-NO₂⁻ + N-NO₃⁻) superior a 95%, com remoção de N-NH₃ maior que 93%, em todos os oito ciclos realizados. A taxa específica de nitrificação foi de 0,04 kg N-NH₃ / kg SSV.dia, para uma concentração de SSV variando entre 2.175 e 2.485 mg/L. A fase aeróbia do ciclo de tratamento teve duração de 10 horas mantendo uma concentração de oxigênio dissolvido próxima a 1,0 mgO₂/L e pH, do conteúdo do reator, controlado próximo do valor de 8,3. A temperatura variou na faixa de 25 a 33°C.

Durante a segunda etapa (concentrações afluentes de N-NH₃ e fenol iguais a 300 mgN-NH₃/L e 1.000 mg/L, respectivamente) a remoção de nitrogênio amoniacal variou entre 94 e 98%. A relação N-NO₂⁻ / (N-NO₂⁻ + N-NO₃⁻) foi sempre maior que 96%. Para uma concentração de SSV entre 2.210 e 2.645 mg/L a taxa específica de nitrificação foi de 0,04 kg N-NH₃ / kg SSV.dia. A duração da fase aeróbia do ciclo de tratamento foi de 15 horas, mantendo uma concentração de oxigênio dissolvido próxima a 1,0 mgO₂/L e pH, do conteúdo do reator, controlado próximo do valor de 8,3. A temperatura variou na faixa de 23 a 25°C.

Para concentrações afluentes de N-NH₃ e fenol iguais a 500 mgN-NH₃/L e 1.000 mg/L, respectivamente, foram necessárias 24 horas de aeração com uma concentração de O.D. próxima a 1,0 mgO₂/L para oxidação de quase toda carga de nitrogênio amoniacal. Ao longo desses cinco ciclos, a relação N-NO₂⁻ / (N-NO₂⁻ + N-NO₃⁻) variou entre 88 e 95% e a eficiência de remoção de N-NH₃ foi superior a 95%. O pH foi controlado próximo a 8,3 e temperatura esteve próxima a 25°C. A taxa específica de nitrificação foi igual a 0,06 kg N-NH₃ / kg SSV.dia.

A predominância de N-NO_2^- ao longo da pesquisa pode ser atribuída à manutenção do pH ($\cong 8,3$) em valores que favorecem a prevalência da amônia livre (NH_3) em concentrações que inibem as bactérias que oxidam NO_2^- a NO_3^- . Ao longo da presente investigação a concentração de amônia livre variou na faixa de 0,10 a 15,5 $\text{mgN-NH}_3/\text{L}$. Pesquisas anteriores alcançaram acúmulo sustentado de N-NO_2^- para concentrações de amônia não ionizada entre 0,1 e 32,0 $\text{mgN-NH}_3/\text{L}$. (ANTHONISEN et al., 1976; BAE et al., 2002; JENICEK et al., 2004). A amônia livre é uma inibidora competitiva da atividade da enzima *nitrito-oxidoreductase*, a qual está localizada na membrana celular das bactérias oxidadoras de NO_2^- (PHILIPS et al., 2002).

A limitação de oxigênio ($\text{O.D} \cong 1,0 \text{ mgO}_2/\text{L}$), também, pode ter favorecido o acúmulo permanente de N-NO_2^- . Bactérias que oxidam amônia, comparadas às bactérias que oxidam nitrito, parecem tolerar melhor menores concentrações de oxigênio dissolvido (PHILIPS et al., 2002; BAE et al., 2002).

Remoção do Nitrito (“Desnitritação”):

A adição gradual da água residuária ao longo da fase anóxica do ciclo de tratamento, conduziu a elevadas eficiências (maiores que 98%) de remoção do N-NO_2^- acumulado na fase aeróbia, durante as etapas 1 e 2 da pesquisa.

Durante a primeira etapa da pesquisa (concentração de N-NH_3 afluente igual a 200 $\text{mgN-NH}_3/\text{L}$); a taxa de "desnitritação" específica esteve compreendida entre 0,035 e 0,049 $\text{kg N-NO}_2^-/\text{kg SSV.dia}$; as relações $\text{Fenol}_{\text{removido}} / \text{N-NO}_2^-_{\text{removido}}$ e alimento/microrganismos (A/M), calculadas como a média dos valores obtidos ao longo da condução da etapa, foram iguais a 2,63 $\text{kg Fenol}_{\text{removido}} / \text{kg N-NO}_2^-_{\text{removido}}$ e 0,052 $\text{kg Fenol/kg SSV.dia}$, respectivamente. A etapa anóxica do ciclo de tratamento teve duração de 10 horas (figura 2 – trecho A-D) e a remoção de fenol ao longo dessa etapa da pesquisa variou entre 37 e 42% para carga afluente variando entre 4,7 e 4,87g fenol/dia.

A etapa conduzida com concentração de N-NH_3 afluente igual a 300 $\text{mgN-NH}_3/\text{L}$ (figura 3) apresentou eficiências de remoção de fenol compreendidas entre 62 e 67%, durante a fase anóxica dos ciclos de tratamento. A taxa de "desnitritação" específica esteve compreendida entre 0,018 e 0,022 $\text{kg N-NO}_2^-/\text{kg SSV.dia}$; as relações $\text{Fenol}_{\text{removido}} / \text{N-NO}_2^-_{\text{removido}}$ e alimento/microorganismo (A/M), calculadas como a média dos valores obtidos ao longo da condução da etapa, foram iguais a 2,35 $\text{kg Fenol}_{\text{removido}} / \text{kg N-NO}_2^-_{\text{removido}}$ e 0,09 $\text{kg Fenol/kg SSV.dia}$. A duração da etapa anóxica foi de 15 horas.

A terceira etapa da pesquisa, conduzida com concentração de N-NH_3 afluente igual a 500 $\text{mgN-NH}_3/\text{L}$, foi marcada pela inibição da "desnitritação" durante a fase anóxica do ciclo de tratamento (trecho C-D da figura 4). As eficiências de remoção das formas oxidadas de nitrogênio variaram entre 12 e 16% e os ciclos foram marcados pelo acúmulo de fenol na massa líquida. A temperatura durante essa etapa esteve próxima a 25°C. Os ciclos conduzidos com concentração de nitrogênio amoniacal afluente igual a 500 mgN/L apresentaram concentrações de N-NO_2^- entre 75 e 98 mg/L ao final da fase aeróbia; essas elevadas concentrações de nitrito podem ter causado inibição aos microrganismos heterotróficos utilizadores de fenol.

O fenol que efetivamente não foi utilizado para "desnitritação" e que permanecia no conteúdo do reator entre o final de um ciclo de tratamento e início do ciclo seguinte, foi oxidado nas primeiras horas aeradas, utilizando oxigênio como aceptor de elétrons (Trechos A-B das Figuras 3, 4 e 5). Observando as figuras constata-se que o início do processo de oxidação do nitrogênio amoniacal coincide com o instante no qual a concentração de fenol na massa líquida aproxima-se de zero. Impactos negativos do excesso de carga orgânica ou de compostos orgânicos específicos na remoção biológica de nitrogênio foram apontados em pesquisas anteriores (HOCKENBURY e GRADY JR., 1977; YUN et al., 2004).

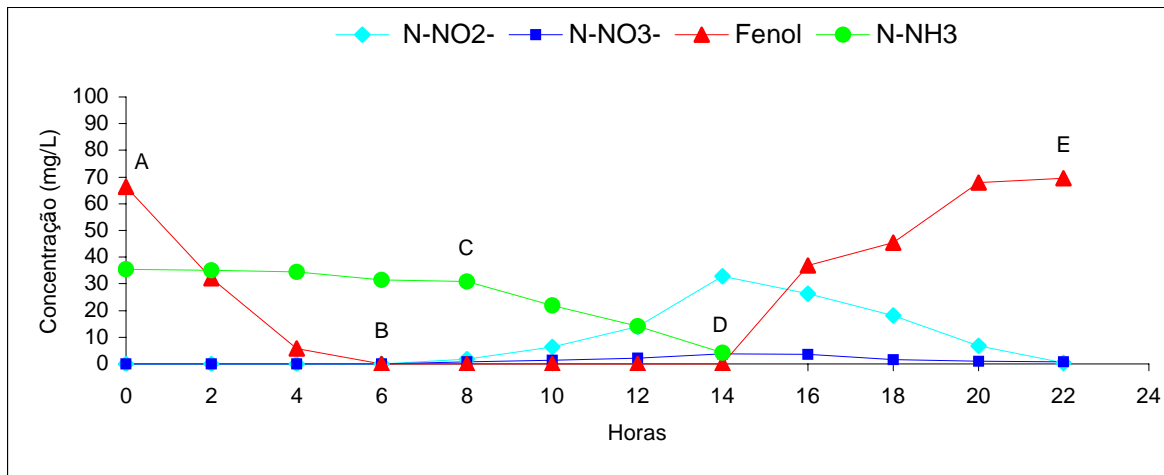


Figura 2: Perfis das concentrações de nitrogênio e fenol durante o ciclo de tratamento (etapa 1 – N-NH₃ afluente = 200 mgN/L); pH na etapa aeróbia = 8,3; T > 25°C e O. D. \cong 1,0 mgO₂/L.

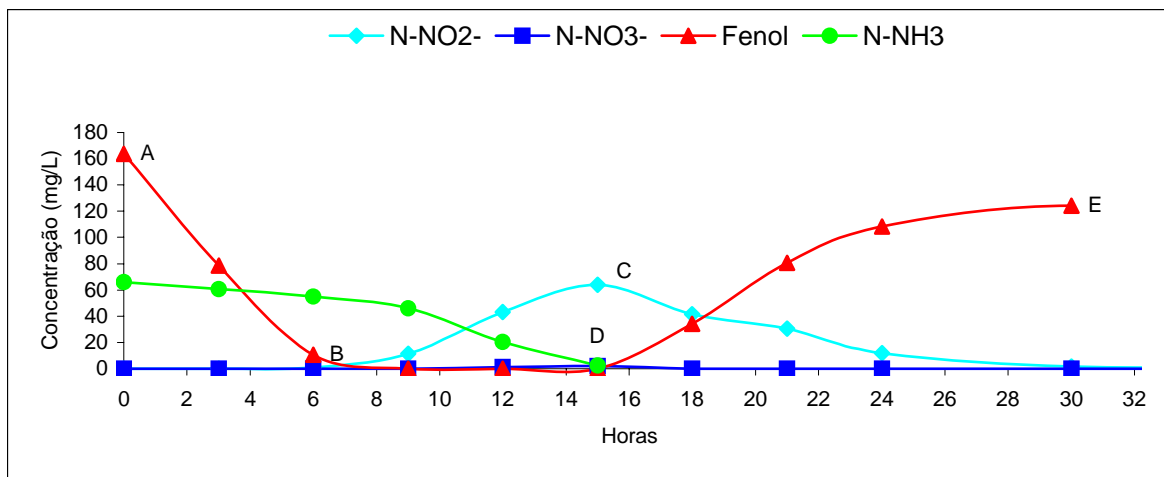


Figura 3: Perfis das concentrações de nitrogênio e fenol durante o ciclo de tratamento (etapa 2 – N-NH₃ afluente = 300 mgN/L); pH na etapa aeróbia = 8,3; T = 25°C. e O.D. \cong 1,0 mgO₂/L.

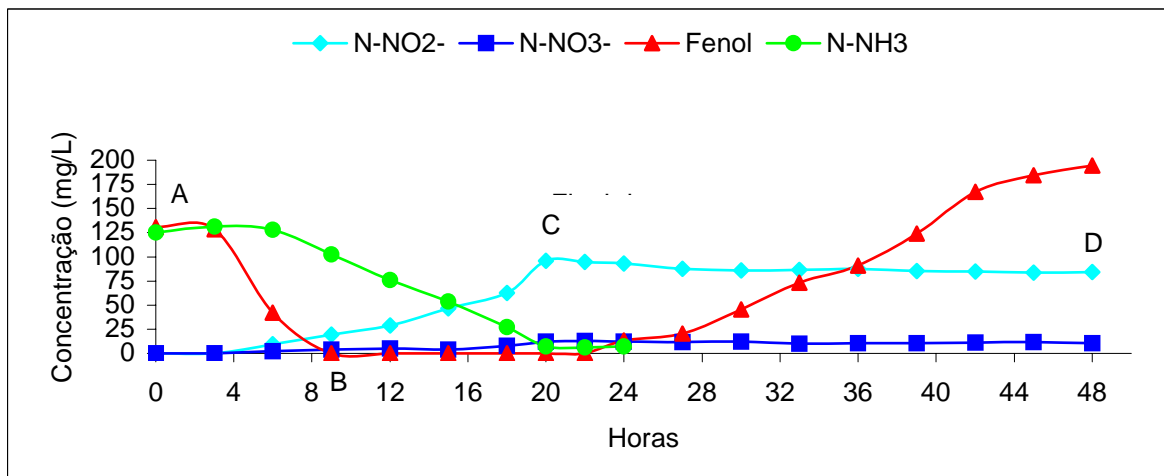


Figura 4: Perfis das concentrações de nitrogênio e fenol durante o ciclo de tratamento (etapa 3 – N-NH₃ afluente = 500 mgN/L); pH na etapa aeróbia = 8,3; T = 25°C. e O.D. \cong 1,0 mgO₂/L.

CONCLUSÕES:

A pesquisa da remoção biológica de nitrogênio via nitrito utilizando fenol como fonte de carbono permitiu concluir que:

- Para concentrações de nitrogênio amoniacal afluentes iguais a 200; 300 e 500 mgN-NH₃/L, o nitrito predominou como forma oxidada do nitrogênio, quando o pH, no conteúdo do reator piloto operado em bateladas seqüenciais, foi igual a 8,3 durante a fase aeróbia; a temperatura foi igual ou superior a 25°C. e a concentração de oxigênio dissolvido foi mantida próxima de 1,0 mgO₂/L.
- Ao longo da pesquisa, as eficiências de remoção de nitrogênio amoniacal estiveram compreendidas entre 93 e 98%. A relação $N-NO_2^- / (N-NO_2^- + N-NO_3^-)$ variou entre 88 e 96%
- O fenol foi uma fonte de carbono adequada para "desnitrificação" para concentrações de N-NO₂⁻ menores que 75 mg/L no conteúdo do reator, no início da fase anóxica. As eficiências de remoção de fenol variaram entre 37 e 67%.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS:

1. AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA); AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA); WATER ENVIRONMENT FEDERATION (WEF). Standard methods for the examination of water and wastewater. 20.ed., Washington, 1998.
2. ANTHONISEN, A.C.; LOEHR, R. C.; PRAKASAM, T. B. S.; SRINATH, E.G. Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid. Journal of Water Pollution Control Federation, v. 48, n. 5, p. 835 – 852, mai. 1976.
3. AUN, M. V. Contribuição ao estudo da desnitrificação utilizando fenol como fonte de carbono. 2001. 171p. Dissertação (Mestrado) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo. São Paulo, 2001.
4. BAE, W.; BAEK, S.; CHUNG, J.; LEE, Y. Optimal operational factors for nitrite accumulation in batch reactors. Biodegradation, v. 12, p. 359–366, 2002.
5. CAMPOS, J. L.; GARRIDO-FERNANDEZ, J. M.; MENDEZ, R.; LEMA, J. M. Nitrification at high ammonia loading rates in a activated sludge unit. Bioresource Technology, n. 68, p. 141 – 148, 1999.
6. FUX, C. ; SIEGRIST, H. Nitrogen removal from sludge digester liquids by nitrification/denitrification or partial nitrification/anammox: environmental and economical considerations. Water Science and Technology, Londres, v. 50, n. 10, p. 19-26, 2004.
7. HOCKENBURY, M. R.; GRADY JR., C. P. L. Inhibition of nitrification-effects of selected organic compounds. Journal WPCF, p. 769 – 777, May, 1977.
8. JENICEK, P.; SVEHIA, P.; ZABRANSKA, J.; DOHANYOS, M.. Factors affecting nitrogen removal by nitrification/denitrification. Water Science and Technology, Londres, v. 49, n. 5 - 6, p. 73 – 79, 2004.
9. PHILIPS, S.; LAANBROEK, H. J.; VERSTRAETE, W. Origin, cause and effects of increased nitrite concentrations in aquatic environments. Reviews in Environmental Science and Biotechnology, n. 01, p. 115 – 141, 2002.
10. POLLICE, A.; TANDOI, V.; LESTINGI, C. Influence of aeration and sludge retention time on ammonium oxidation to nitrite and nitrate. Water Research, v.36, p.2541-46, 2002.