

NITRIFICAÇÃO DE DIFERENTES SUBSTRATOS EM REATORES AERÓBIOS DE LEITO FLUIDIZADO DE CIRCULAÇÃO INTERNA

Iván Andrés Sánchez Ortiz*; Gleyce Teixeira Correia**;
Dib Gebara***; Milton Dall'Aglio Sobrinho****; Tsunao Matsumoto*****

Recibido: 27/07/2011

Aceptado: 05/10/2012

RESUMEN

En esta investigación se estudió la eficiencia de remoción de nitrógeno total (NT) y nitrógeno amoniacal total (NAT) en aguas residuales de piscicultura intensiva y domésticas por medio de reactores aerobios de lecho fluidizado trifásicos con circulación en tubos concéntricos. Se utilizaron diferentes diámetros internos (100; 125 y 150mm) para un mismo diámetro externo de 250mm; se utilizó arena para filtros y carbón activado granular como medio soporte; los reactores se ensayaron con tiempos de retención hidráulica de 11.5 min para el reactor R100, y de tres horas para los R125 y R150. Las eficiencias medias de remoción del NT y del NAT fueron: en el R100 de 24% y 27%; en el R125 de 38% y 40%; y en el R150 de 30% y 49%, respectivamente. Cuanto mayor el diámetro interno mejor fue la eficiencia de remoción de NAT.

Palabras clave: aguas residuales, lecho fluidizado, tratamiento biológico, nitrógeno

* Ingeniero civil, especialista; M.Sc. en Ingeniería Civil: Recursos Hídricos y Tecnologías Ambientales Universidade Estadual Paulista UNESP São Paulo, Brasil. Profesor Asistente Departamento de Recursos Hidrobiológicos, Facultad de Ciencias Pecuarias de la Universidad de Nariño. Universidad de Nariño, Ciudad Universitaria Torobajo, Carrera 22 No.18-109 Pasto, Nariño (Colombia). Tel: (572) 7311449 ext. 239 E-mail: iaso@udenar.edu.co

** Química ambiental Universidade Estadual Paulista UNESP São Paulo (Brasil); M.Sc. en Ingeniería Civil: Recursos Hídricos y Tecnologías Ambientales UNESP São Paulo (Brasil); Estudiante de Doctorado en Ingeniería Química Universidad Federal de São Carlos (Brasil). Universidade Federal de São Carlos, Centro de Ciências Exatas e de Tecnologia, Departamento de Engenharia Química. Rodovia Washington Luís, km 235 - SP-310 Monjolinho 13565-905 - São Carlos, SP - Brasil. Tel: (16) 33518269. E-mail: gle_qca@hotmail.com

*** Ingeniero civil, M.Sc y Ph.D. en Ingeniería Civil: Hidráulica y Saneamiento de la Escuela de Ingeniería Universidad de São Paulo USP (Brasil). Profesor del Departamento de Ingeniería Civil Facultad de Ingeniería de la UNESP Campus de Ilha Solteira Alameda Bahia, 550 - Ilha Solteira - São Paulo, Brasil. CEP: 15385-000 - Brasil - Tel/Fax: (0xx18) 37431206. E-mail: dib@dec.feis.unesp.br

**** Ingeniero civil, M.Sc y Ph.D. en Ingeniería Civil: Hidráulica y Saneamiento de la Escuela de Ingeniería Universidad de São Paulo USP (Brasil). Profesor Livre Docente del Departamento de Ingeniería Civil Facultad de Ingeniería de la UNESP Campus de Ilha Solteira Alameda Bahia, 550 - Ilha Solteira - São Paulo, Brasil. CEP: 15385-000 - Brasil - Tel/Fax: (0xx18) 37431112. E-mail: milton@dec.feis.unesp.br

***** Ingeniero Civil Fundação Valeparaibana de Ensino; M.Sc y Ph.D. en Ingeniería Civil: Hidráulica y Saneamiento Escuela de Ingeniería Universidad de São Paulo USP (Brasil). Profesor Livre Docente del Departamento de Ingeniería Civil Facultad de Ingeniería de la UNESP Campus de Ilha Solteira Alameda Bahia, 550 - Ilha Solteira - São Paulo, Brasil. CEP: 15385-000 - Brasil - Tel/Fax: (0xx18) 37431125. E-mail: tsunao@dec.feis.unesp.br

NITRIFICAÇÃO DE DIFERENTES SUBSTRATOS EM REATORES AERÓBIOS DE LEITO FLUIDIZADO DE CIRCULAÇÃO INTERNA

Abstract

This research was intended to study the efficiency of removing total nitrogen (TN) and total ammoniacal nitrogen (TAN) in waste water of intensive and domestic fish farming, through three-phase fluidized bed aerobic reactors with circulation in concentric tubes. Several internal diameters (100; 125; and 150 mm) were used for the same external diameter of 250 mm; filter sand and granular activated carbon were used as a support medium; reactors were tested with hydraulic retention times of 11.5 minutes for R100 reactor and three hours for R125 and R150 reactors. Mean removal efficiencies of TN and TAN were as follows: 24% for R100 Reactor; 38% and 40% for R125 Reactor; and 30% and 49% for R150 Reactor, respectively. The bigger the internal diameter the better the efficiency of TAN removal.

Key words: waste water; fluidized bed; biological treatment, nitrogen.

INTRODUÇÃO

No presente trabalho foram utilizadas duas águas residuárias distintas, esgoto doméstico e efluente de piscicultura, ambas tratadas pelo mesmo tipo de unidade de tratamento biológico, o reator aeróbio de leito fluidizado com circulação interna.

A preocupação com o despejo inadequado de diferentes tipos de águas residuárias é crescente, visto que, além de sérios problemas ambientais, podem causar inúmeros danos à saúde humana. A aqüicultura e os esgotos domésticos produzem basicamente três tipos de resíduos: matéria orgânica, nutrientes (nitrogênio e fósforo) e sólidos.

Para serem lançados em corpos d'água, os efluentes, devem atender às condições estabelecidas na legislação federal e as normas e padrões estaduais e municipais. A Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB) é o órgão ambiental que fiscaliza os padrões de lançamento de efluentes no estado de São Paulo e a Resolução CONAMA 357 [1], estabelece também que o lançamento de efluentes deverá, simultaneamente: atender às condições e padrões de lançamento de efluentes e não ocasionar a ultrapassagem das condições e padrões de qualidade da água estabelecidos para as respectivas classes, nas condições da vazão de referência.

Para o tratamento de águas residuárias são utilizados três métodos principais: físicos (como gradeamento, mistura e sedimentação), químicos (adição de produtos químicos ou devido a reações químicas) e biológicos (utilizando a ação de microrganismos) [2].

O processo biológico aeróbio ocorre devido à ação de comunidades microbianas heterogêneas interagindo, sendo a biomassa constituída de diversas espécies microbianas, incluindo predominantemente bactérias, fungos e protozoários [3].

Reatores como o de leito fluidizado, que utilizam biofilme aderido a suportes ou de forma dispersa no meio, surgem da busca por melhora-

mentos nas estações de tratamento de esgotos. Estes reatores têm como vantagens a possibilidade de reter maior concentração de biomassa ativa, serem compactos, realizarem remoção eficiente de matéria carbonácea, além da remoção de nutrientes, em um mesmo reator.

Nestes reatores, o processo de fluidização ocorre quando um leito de partículas sólidas estáticas recebe uma corrente ascendente de gás ou líquido injetada na base do reator. A circulação do meio nestes reatores pode ser interna ou externa, dependendo da configuração do reator.

Os biofilmes são estruturas complexas de células e produtos extracelulares, que se formam aderidas a um suporte (natural ou artificial), como ocorre em reatores aeróbios de leito fluidizado e filtros percoladores, ou em forma de flocos (grânulos), como em sistemas de lodos ativados e reatores de manta de lodo (UASB), onde a biomassa cresce dispersa no meio líquido [4, 5]. Constituem-se, basicamente, de água, microrganismos e substâncias poliméricas extracelulares (EPS) [6]. O biofilme possui uma estrutura heterogênea, formada por diversas espécies de microrganismos, o que possibilita a remoção de matéria carbonácea e nitrogenada em um mesmo sistema [7].

O nitrogênio está relacionado a problemas ambientais como a eutrofização, que além de efeitos negativos no meio ambiente podem causar riscos à saúde humana. Por estes motivos, cada vez mais é interessante sua remoção nos sistemas de tratamento.

Para a eliminação de nitrogênio, o processo mais utilizado é a remoção biológica por nitrificação/desnitrificação, onde ocorre primeiramente a nitrificação em ambientes estritamente aeróbios, com a oxidação da amônia a nitrato, em seguida tem-se a desnitrificação, em ambientes anóxicos, com o nitrato sendo convertido a nitrogênio molecular, utilizando o material orgânico disponível [8].

A denitrificação pode ocorrer simultaneamente ao processo de nitrificação, por meio do

chamado processo SND (*simultaneous nitrification/denitrification*) e para que ocorra de maneira satisfatória é importante que exista um crescimento equilibrado entre as bactérias autótrofas e heterótrofas sem problemas de competição entre elas [9].

Neste trabalho, foi utilizado o reator aeróbio de leito fluidizado por *airlift* com circulação interna, no tratamento de esgoto doméstico e efluente da criação semi-intensiva de tilápias, com o intuito de verificar a eficiência da nitrificação neste tipo de reator, utilizando substratos bastante diferenciados.

1 MATERIAIS E MÉTODOS

Foram utilizados três reatores aeróbios de leito fluidizado com circulação interna (RALFAC), construídos em tubos de PVC com altura de 2.6 m, com diâmetro externo de 250 mm e interno variável, sendo 100 mm (R1), 125 mm (R2) e 150 mm (R3).

1.1 Velocidade de Circulação

O ensaio de velocidade de circulação foi realizado nos três reatores. O sistema era composto por quatro sondas medidoras de condutividade elétrica da água, sendo duas em cada tubo (interno e externo). As sondas detectavam a presença de um traçador (NaCl), emitiam sinais elétricos a um condicionador de sinais, e então, um programa de aquisição de dados, lia o sinal por uma interface de conversão analógico-digital e gerava curvas. As vazões de ar aplicadas nos ensaios com água limpa foram 800, 1200, 1600, 2000, 3000, 4000, 5000 e 6000 L/h.

1.2 Ensaio de caracterização granulométrica

Foram caracterizados três possíveis meios granulares: areia para filtros, carvão antracitoso e carvão ativado. A caracterização foi realizada com base nos procedimentos estabelecidos pela Associação Brasileira de Normas Técnicas através das normas: NBR 7181 (análises de granulometria conjunta) e NBR 6508 (ensaio de massa específica dos sólidos).

No R1 foi utilizado carvão ativado como meio suporte e nos R2 e R3 foi utilizada areia para filtros.

1.3 Substrato utilizado e localização dos experimentos

O R1 operou com efluente da cultura semi-intensiva de tilápias. Estas foram criadas em tanques plásticos circulares num sistema de recirculação para aquicultura (SRA), localizado no Laboratório de Hidrologia e Hidrometria da Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira (FEIS) da UNESP. Os reatores R2 e R3 operaram com águas residuárias domésticas captadas diretamente da estação elevatória de esgoto da cidade de Ilha Solteira, SP.

Os procedimentos experimentais foram realizados no Laboratório de Saneamento da FEIS-UNESP.

1.4 Sistemas de tratamento

A unidade experimental do R1, utilizado no tratamento de água residuária de piscicultura, foi composta por caixa de nível constante, sistema de tubulações em PVC para distribuição da água para os tanques de criação, três tanques de criação dos peixes, calha para controle do nível e coleta do efluente dos tanques, unidade de remoção de sólidos, reator aeróbio de leito fluidizado com circulação interna, reator para transferência de oxigênio e remoção de CO₂, sistema de geração, distribuição e injeção de ar pressurizado, tanque de sucção, sistema de recalque do efluente final, soprador de ar e dois reservatórios para água de renovação do sistema, como pode ser observado na Figura 1.

O esquema da unidade experimental dos reatores R2 e R3, utilizados para o tratamento de esgoto doméstico é apresentada na Figura 2. Onde se observa que após ser retirado do poço de sucção da estação elevatória, o afluente era submetido a um peneiramento estático (1 mm), onde ocorria a remoção dos sólidos grosseiros, em seguida, o

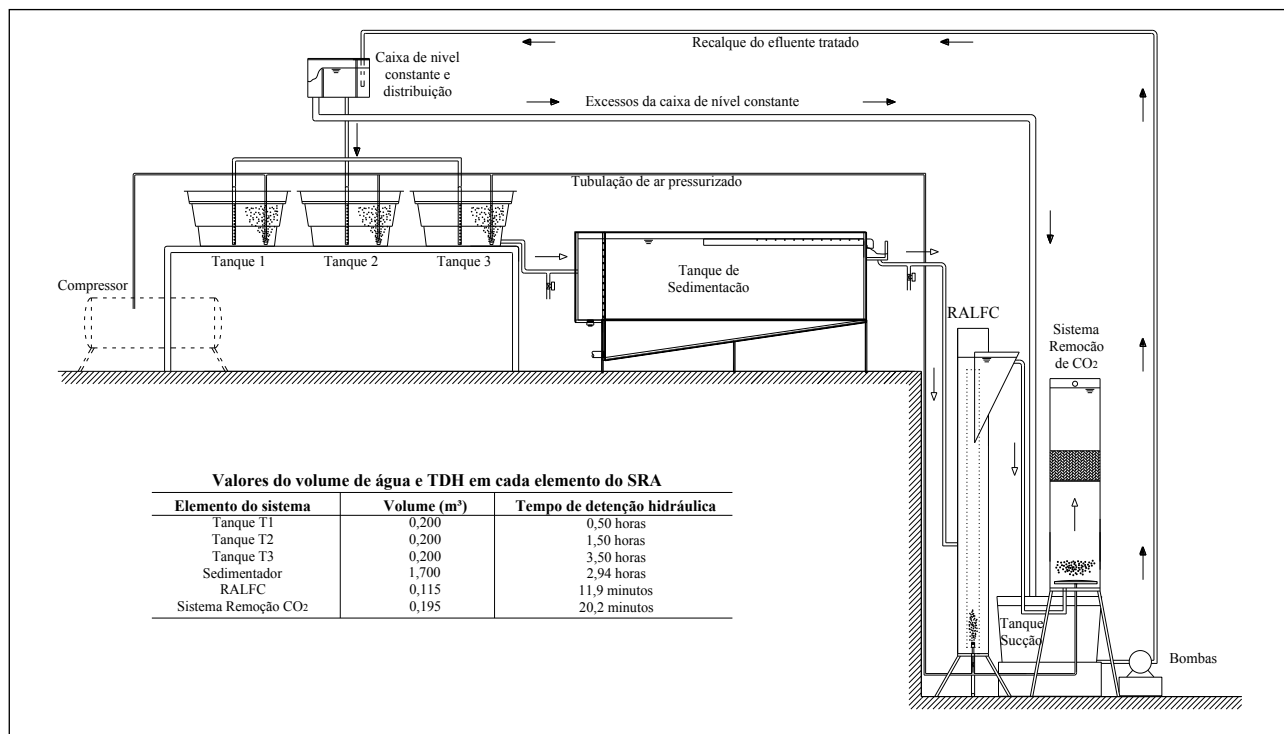


Figura 1. Esquema do sistema utilizado para o tratamento de água residuária de piscicultura

afluente encaminhava-se a uma caixa de nível constante. E desta, por meio de bomba peristáltica, conduzido ao fundo do reator.

1.5 Ensaios físico-químicos

Foram realizadas análises de pH, nitrogênio total (NT) e nitrogênio amoniacal (NAT) de acordo com métodos descritos pelo *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* [10]. As análises foram realizadas na entrada e saída do reator.

2 RESULTADOS E DISCUSSÃO

2.1 Velocidades de circulação

As vazões de 800 a 6000 L/h foram aplicadas, em água limpa, com pressão constante de 2.5 MPa, nos três reatores. A quantidade de traçador (NaCl) utilizada foi de 15 g/L, em cada análise. A Tabela 1 mostra as velocidades médias, no tubo interno e externo, obtidas nos três reatores.

Tabela 1. Velocidade de circulação nos tubos externos (R100e, R125e e R150e) e internos (R100i, R125i e R150i) dos três reatores

Vazão de ar (L/h)	Vel. R100e (m/s)	Vel. R100i (m/s)	Vel. R125e (m/s)	Vel. R125i (m/s)	Vel. R150e (m/s)	Vel. R150i (m/s)
400	0.12	0.33			0.21	0.32
800	0.13	0.56	0.18	0.46	0.24	0.21
1200	0.14	0.61	0.17	0.49	0.22	0.38
1600	0.15	0.64	0.18	0.52	0.27	0.41
2000	0.16	0.72	0.19	0.63	0.32	0.44
3000	0.16	0.97	0.22	0.82	0.36	0.55
4000	0.18	1.10	0.26	0.97	0.37	0.63
5000	0.18	1.29	0.24	1.08	0.42	0.73
6000	0.19	1.62	0.27	1.15	0.41	0.81

Fonte: própria

Os dados indicaram que quanto maior o diâmetro do tubo interno, menor a velocidade de subida e maior a de descida, diminuindo assim, a diferença entre estas velocidades. No R3, onde as áreas de subida e descida são próximas, as velocidades também apresentaram valores similares.

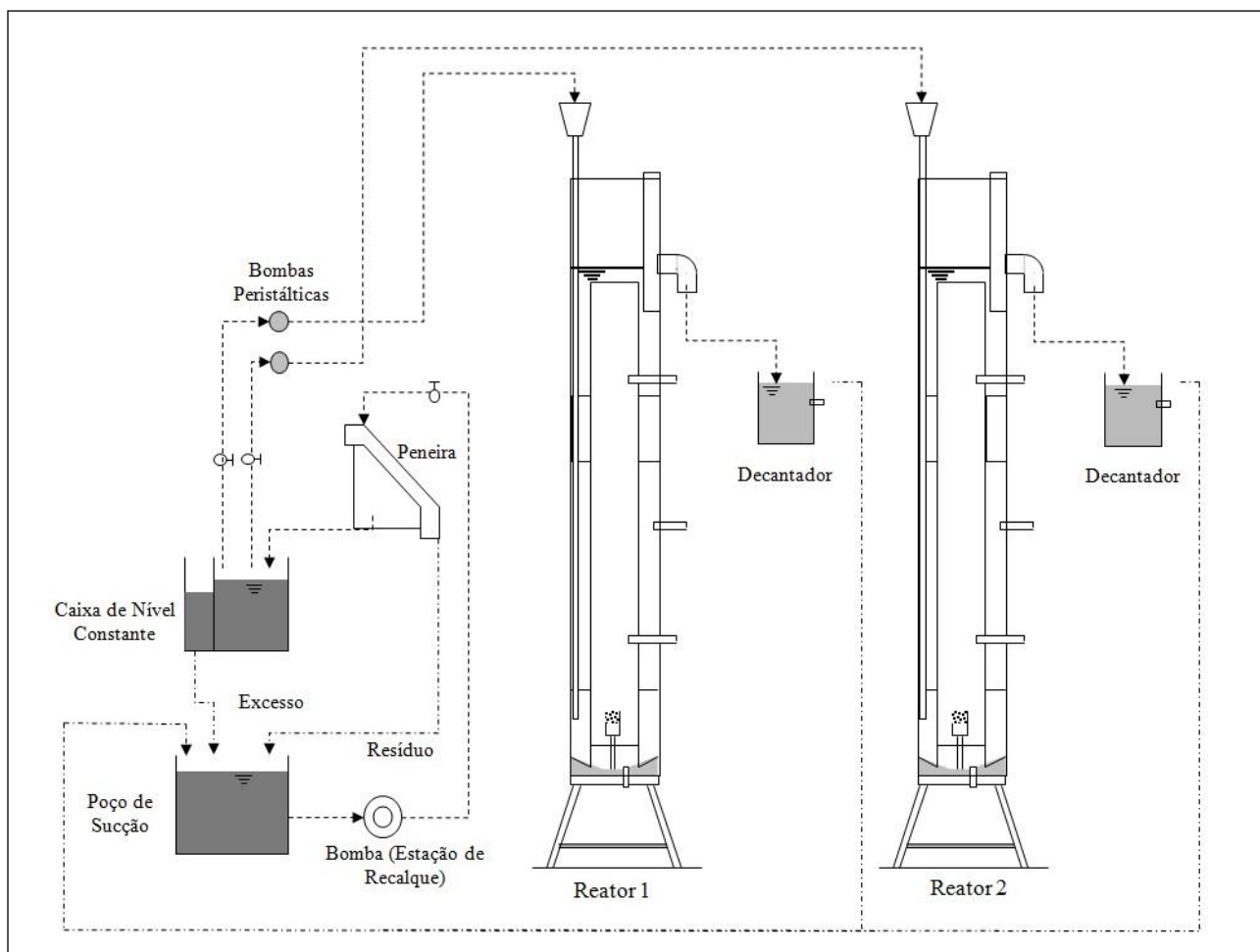


Figura 2. Esquema do sistema utilizado para o tratamento de esgoto doméstico

Heijnen *et al.* [11], utilizando meio suporte de aproximadamente 0.2 mm de diâmetro, recomendaram uma velocidade superficial do gás de pelo menos 0.05 m/s, abaixo do qual a circulação das partículas não pode ser mantida.

A velocidade de circulação é importante para que o material particulado permaneça em suspensão. Com velocidade baixa de gás a velocidade de circulação é maior que a de ascensão de uma bolha (0.25 m/s), demonstrando que o gás recirculou no tubo de descida.

2.2 Meio suporte

As massas específicas (ρ_s) encontradas nos meios granulares testados foram 2.57 g/cm³ para

a areia; 1.64 g/cm³ para o carvão ativado; e 1.74 g/cm³ para o carvão antracitoso.

Em relação aos coeficientes de desuniformidade (CD) dos materiais analisados, quanto mais próximo ao valor unitário maior predominância de um tamanho de material, ou seja, o material será mais uniforme. Materiais granulares tais como a areia apresentam boa gradação quando tiverem valores de $CD > 6$ [12], [13]. Por tanto, quanto maior o valor de tal coeficiente maior presença de diversidade de tamanhos de material na amostra analisada.

A granulometria, tanto da areia quanto do carvão ativado mostrou-se bastante uniforme, sendo que o coeficiente de desuniformidade ($CD =$

D_{60}/D_{10}) para areia foi de 1.8, e para o carvão foi de 1.7, já para o carvão antracitoso foi de 2.3, indicando desuniformidade. Os grãos de areia, assim como os de carvão ativado apresentaram diâmetros menores que 0.8 mm, com granulometria média de 0.36 mm para a areia e 0.53 mm para o carvão ativado.

Para um bom desenvolvimento e eficiência satisfatória do biofilme é importante considerar as propriedades do material suporte (densidade, rugosidade, porosidade, tamanho dos poros e forma da superfície), os microorganismos envolvidos e as propriedades destes e do meio aquoso (pH, temperatura, velocidade de escoamento, tempo de detenção, concentração de microorganismos, tensão superficial e força iônica do meio) [5].

Devido à desuniformidade observada para o carvão antracitoso, o mesmo não foi considerado um bom meio suporte para este tipo de reator. Já a areia e o carvão ativado podem ser alternativas interessantes.

2.3 Partida dos reatores

No R1, para manter o carvão ativado em suspensão utilizou-se uma vazão de ar de 2000 L/h e adicionou-se, progressivamente, 10 g/L de carvão até garantir a concentração de avaliação do sistema: 80 g/L. Então, diminuiu-se vazão de ar para 1000 L/h. Para favorecer o crescimento do biofilme, adicionou-se diariamente 200 L de água originária da troca do líquido de um tanque de criação de peixes ornamentais.

No R2 e R3 foram aplicadas, inicialmente, as vazões médias de ar de 2718 e 2868 L/h, respectivamente e a areia foi sendo adicionada aos poucos até a concentração de 100 g/L. Com o crescimento do biofilme a massa específica da biopartícula (areia + biofilme) diminuiu, e requer uma vazão de ar menor para que o meio permaneça em suspensão. Então, aplicaram-se, após um período de 15 dias (período necessário para que a DQO bruta atingisse 80% de remoção) as vazões de 2300 L/h no R2 e 2700 L/h no R3.

2.4 pH

Nos três reatores os valores de pH permaneceram estáveis e dentro de uma faixa bem definida entre 6.7 e 8.2. Tais valores estão dentro da faixa recomendada para produção piscícola [14], e também considerada boa para a nitrificação [15].

2.5 Remoção de NT e NAT no Reator R1

No R1 foram registrados valores médios de nitrogênio total (Figura 3) de 4.6 e 3.2 mg/L na entrada e saída, respectivamente. A eficiência média registrada foi de 24%.

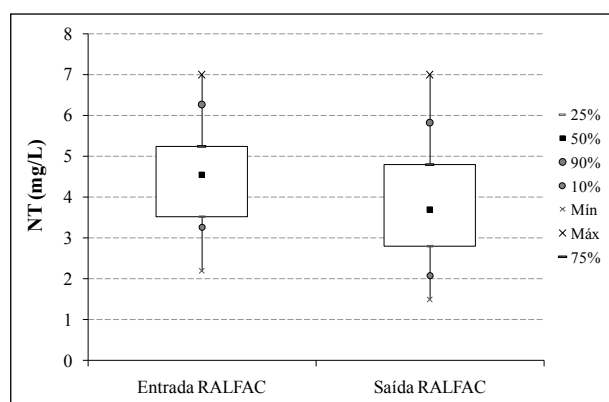


Figura 3. Boxplot dos valores de NT obtidos durante a operação do R1

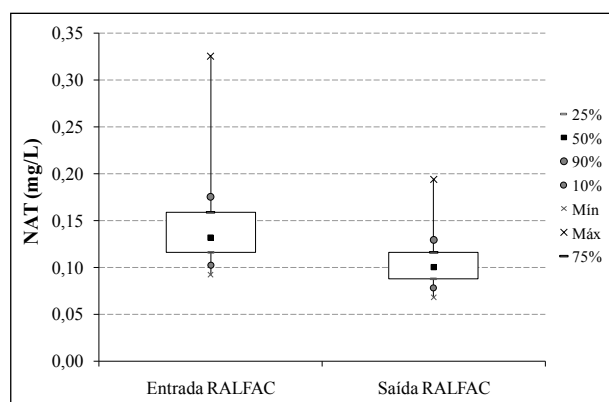


Figura 4. Boxplot dos valores de NAT obtidos durante a operação do R1

O valor máximo de remoção de nitrogênio amoniacal, cujos dados são expressos na Figura 4, obtido durante a operação do R1 uma vez estabilizado foi 51% e o valor médio foi 27%.

Observou-se que na maior parte do tempo da pesquisa, no efluente do R1 houve valores do NT inferiores aos medidos na saída do decantador; sugerindo desta maneira, uma possível desnitrificação como parte do processo de remoção da amônia.

A desnitrificação dentro dos sistemas de recirculação para aqüicultura ocorre em ambientes anóxicos e na presença de carbono e compostos inorgânicos nitrogenados [16]; ou também pode ocorrer em diversas zonas do próprio biofilme [17], na forma de uma “desnitrificação passiva”; ou seja, sem uma fonte adicional de carbono do que a própria do afluente bruto.

Os valores da eficiência de remoção do NAT obtidos com o carvão ativado com $D_{10}=0.34$ mm como meio suporte são bons, considerando que autores como Timmons et al. [14] e Summerfelt [18], reportaram eficiências de remoção de 8 a 11% para areias com D_{10} entre 0.45 e 0.80 mm em reatores de leito fluidizado bifásico.

2.6 Remoção de NT e NAT no Reator R2

Os valores médios de nitrogênio total no R2 foram de 78 e 49 mg/L no esgoto afluente e efluente, respectivamente. Os dados obtidos estão expressos em gráficos boxplot na Figura 5. Neste reator, a remoção de NT máxima foi de 50% e a média de 38%.

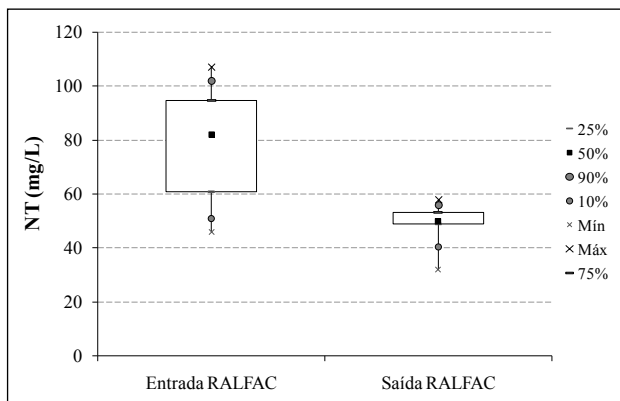


Figura 5. Boxplot dos valores de NT obtidos durante a operação do R2

Quanto ao nitrogênio amoniacal (Figura 6), as médias foram de 57 e 34 mg/L no afluente e efluente, respectivamente. As remoções, máxima e média, foram respectivamente 59 e 40%.

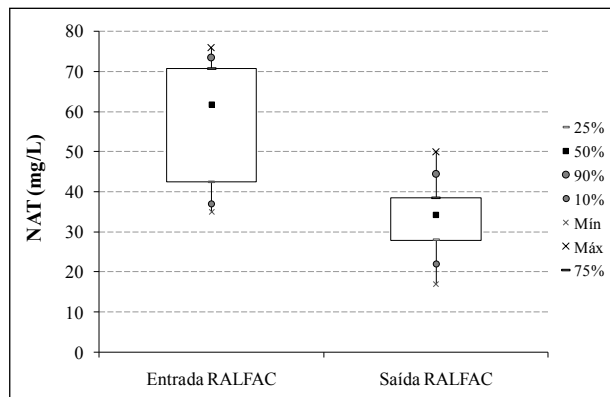


Figura 6. Boxplot dos valores de NAT obtidos durante a operação do R2

2.7 Remoção de NT e NAT no Reator R3

No R3 os valores médios de NT (Figura 7) no afluente foi de 67 mg/L e no efluente foi de 46 mg/L. A eficiência máxima obtida foi de 40% e a média 30%.

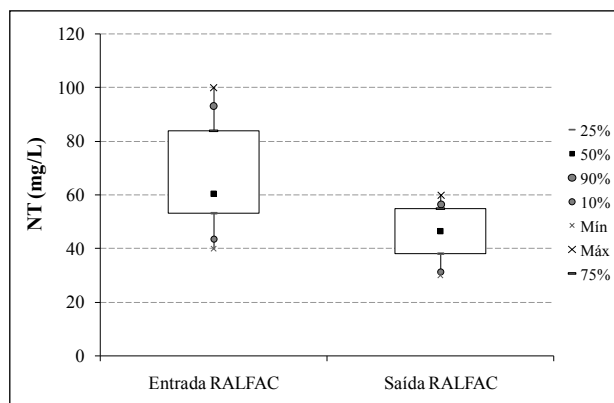


Figura 7. Boxplot dos valores de NT obtidos durante a operação do R3

Os valores médios de NAT (Figura 8) foram de 49 e 23 mg/L no afluente e efluente, respectivamente. Tendo que a remoção máxima obtida foi de 65% e a média 49%.

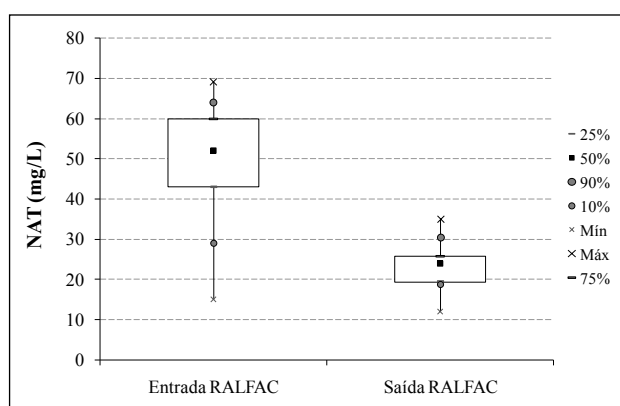


Figura 8. Boxplot dos valores de NAT obtidos durante a operação do R3

A Tabela 2 mostra um resumo das eficiências médias obtidas nos três reatores.

Tabela 2. Resumo das eficiências obtidas nos três reatores estudados

Reator	Água residuária	% Remoção NT	% Remoção NAT
R1	Piscicultura	24%	27%
R2	Esgoto Doméstico	38%	40%
R3	Esgoto Doméstico	30%	49%

Fonte: própria

Pode-se observar que quanto maior o diâmetro interno melhor a eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal, principalmente. No entanto, visto que os valores de entrada de NT e NAT no reator são maiores no esgoto que na água residuária de piscicultura, pode-se dizer o desempenho dos reatores foi semelhante.

Sistemas biológicos operando em condições normais geralmente apresentam eficiências de nitrificação entre 85 e 99%, tendo eficiências menores fora das faixas adequadas de pH, OD e idade do lodo [19]. Assim, tem-se que o pH é um dos fatores decisivos para a melhor eficiência do processo, pois as flutuações no teor de nitrogênio introduzidas pelos efluentes, acaba gerando variações de pH a ponto de causarem inibição, enquanto que os demais fatores apresentam respostas mais lentas e mais controláveis. A oscilação nos valores de pH

pode ter sido um fator importante na relativamente baixa eficiência na nitrificação observada no tratamento do esgoto doméstico.

3 CONCLUSÕES

Os valores registrados da eficiência de remoção do nitrogênio total nos três reatores sugerem uma boa capacidade de fixação das formas deste composto pelos microorganismos presentes no biofilme.

A escolha do carvão ativado ou da areia como meio suporte aparentemente não influenciou significativamente na eficiência dos sistemas, cabendo, então, à disponibilidade de cada um dos meios a escolha por um ou outro.

O reator mostrou-se eficiente independente do substrato utilizado, evidenciando que a tecnologia pode ser aplicada em diferentes situações.

REFERÊNCIAS

- [1] Brasil, "Resolução nº 357 do Conselho Nacional do Meio Ambiente do Brasil. (CONAMA), de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências", 2005. Disponível: <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>.
- [2] A. Feiden, "Tratamento de águas residuárias de indústria de fécula de mandioca através de biodigestor anaeróbio com separação de fases em escala piloto," Tese de Doutorado, Faculdade de Ciências Agrônomicas - UNESP, Botucatu, Brasil, 2001.
- [3] J. M. M. Mello, "Biodegradação dos compostos btex em um reator com biofilme," Dissertação de Mestrado, Centro Tecnológico da Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, Brasil, 2007.
- [4] C. Nicolella, and M. C. M. Van Loosdrecht, J. J. Heijnen, "Wastewater treatment with particulate biofilm reactors," *Journal of Biotechnology*, vol. 80, pp. 1-33. 2000.
- [5] L. F. Melo, and M. J. Vieira, "Physical stability and biological activity of biofilms under turbulent flow and low substrate concentration," *Bioprocess Engineering*, vol. 20, pp. 363-368. 1999.
- [6] J. B. Xavier, C. Picioreanu, J. S. Almeida, M. C. M. Van Loosdrecht, "Monitorização e modelação da estrutura

- de biofilmes,” *Boletim de Biotecnologia*, vol. 76, pp. 2-13. 2003.
- [7] D. Gebara, “Desempenho de um reator aeróbio de leito fluidizado no tratamento de esgoto sanitário,” Tese de Doutorado, Escola Politécnica - USP, São Paulo, Brasil, 2006.
- [8] M. T. Kato, L. Florencio, R. F. M. Arantes, “Tratamento de esgotos sanitários em reatores tipo EGSB anaeróbio e aeróbio”, In: *Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios*, C. A. L. Chernicharo, Belo Horizonte, PROSAB, 2001, pp. 165-174.
- [9] O. Carvalho Junior, “Nova configuração de biofiltro aerado submerso utilizado no pós-tratamento do efluente de reator UASB,” Tese de Doutorado, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo - USP, Brasil, 2008.
- [10] APHA, AWWA, WPCF, *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 20 ed. Washington, D.C., 1988.
- [11] J. J. Heijnen, J. Hols, R. G. J. M. Van Der Lans, H. L. J. M. Van Leeuwen, A. Mulder, R. Weltevrede, “A simple hydrodynamic model for the liquid circulation velocity in a full-scale two-and three-phase internal airlift reactor operating in the gas recirculation regime,” *Chemical Engineering Science*, vol. 52, pp. 2527-2540, 1997.
- [12] W. Lambe, y R. Whitman, *Mecánica de suelos*, México: Editorial Limusa, 2004.
- [13] E. B. Juárez, y A. R. Rico, *Mecánica de suelos: fundamentos de la mecánica de suelos*, México: Editorial Limusa, 2002.
- [14] M. B. Timmons, J. M. Ebeling, F. W. Wheaton, S. T. Summerfelt, B. J. Vinci, *Sistemas de recirculación para la acuicultura*, Chile: Fundación Chile, 2002.
- [15] Metcalf & Eddy, *Ingeniería de aguas residuales - Tratamiento, vertido y reutilización*, Tercera edición, volumen I, Bogotá: Editorial Mc Graw Hill, 1996.
- [16] J. Van Rijn, Y. Tal, H. J. Schreier, “Denitrification in recirculating systems: Theory and applications,” *Aquacultural Engineering*, vol. 34, no. 3, pp. 364-376, 2006.
- [17] T. Dalsgaard, and N. P. Revsbech, “Regulating factors of denitrification in trickling filter biofilms as measured with the oxygen/ nitrous oxide microsensor,” *FEMS Microbiol. Ecol.*, vol.101, pp. 151-164, 1992.
- [18] S. T. Summerfelt, “Design and management of conventional fluidized-sand biofilters,” *Aquacultural Engineering*, vol.34, no. 3, pp. 275-302, 2006.
- [19] E. S. Ferreira, “Cinética química e fundamentos dos processos de nitrificação e desnitrificação biológica”, presentado en el XXVIII Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Cancún, 2002, CD-ROM.