

Reator de leito empacotado com aeração intermitente, combinado com um reator UASB, tratando esgoto real: remoção de demanda química de oxigênio e nitrogênio total e análise de custos de energia

- **Data de entrada:** 23/07/2023
- **Data de aprovação:** 09/08/2023

Intermittent aerated packed bed reactor combined with an UASB reactor treating real sewage: COD and TN removal and energy costs analysis

João Guilherme Baggio de Oliveira¹ | Rafael Polak¹ | Rafael Brito Moura² | Tatiane Martins de Assis^{1*} | Ana Cláudia Barana¹ DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2024.044>

ORCID ID

Oliveira JGB  <https://orcid.org/0000-0003-0445-5240>
Polak R  <https://orcid.org/0009-0003-6587-4788>

Moura RB  <https://orcid.org/0000-0002-0273-5663>
Assis TM  <https://orcid.org/0000-0002-8795-1823>
Barana AC  <https://orcid.org/0000-0003-0445-524>

Resumo

Este estudo avaliou, durante 671 dias, a remoção de demanda química de oxigênio (DQO) e de nitrogênio total (NT), em um reator de leito empacotado em escala piloto de 5,65 m³, tratando a mistura esgoto bruto: efluente de *Upflow Anaerobic Sludge Blanket* (UASB). O meio suporte usado no reator foi o Biobob[®] (espuma de poliuretano com estrutura externa de polipropileno). Foram testados tempos de retenção hidráulica (TRHs) de 12 e 10h; e taxa de reciclo: alimentação de 2:1. As condições de aeração do estudo foram: contínua, 60 min aerando/120 min sem aeração; e 120 min aerando/60 min sem aeração. A DQO afluente variou entre 317±53 e 599±129 mg.L⁻¹; e a TKN, entre 35±10 e 56±10 mg.L⁻¹. Não houve diferença estatística nas eficiências de redução de DQO (76 e 87%). A remoção de NT média foi de 68%. A nitrificação foi um fator limitante do processo e seu melhor desempenho ocorreu nas condições aeração contínua e 120 min de aeração, respectivamente. Concluiu-se que o reator estudado é eficiente na remoção simultânea de DQO e NT, sendo uma alternativa viável para o tratamento e pós-tratamento de esgoto sanitário.

Palavras-chave: Nitrificação. Desnitrificação. NDS. Aeração intermitente.

Abstract

This study evaluated chemical oxygen demand (COD) and total nitrogen (TN) removal in a 5.65-m³ pilot scale packed bed reactor, treating raw sewage: the UASB effluent reactor for 671 days. The microbial support used in the reactor was the Biobob[®] (a polyurethane foam with an external polypropylene structure). HRT of 12 and 10 h and a recirculation:feed 2:1 ratio were tested. The aeration times tested were continuous aeration, 60 min aerating/120 min without aeration; and 120 min aerating/60 min without aeration. The influent COD varied

¹ Universidade Estadual de Ponta Grossa – Ponta Grossa – Paraná – Brasil

² Universidade Federal de Alfenas – Alfenas – Minas Gerais – Brasil

* **Autora correspondente:** tatianemassis@yahoo.com.br

from 317 ± 53 to 599 ± 129 mg.L^{-1} and that of TKN, from 35 ± 10 to 56 ± 10 mg.L^{-1} . COD reduction efficiencies varied from 76 to 87%. Moreover, this study removed 68% of TN. Nitrification was the limiting factor in the process and its better result entailed the following conditions: continuous aeration and 120 min of aeration, respectively. The studied reactor efficiently removes COD and TN, offering a viable alternative for sanitary sewage treatment and post-treatment.

Keywords: Nitrification. Denitrification. SND. Intermittent aeration.

1 INTRODUÇÃO

É consenso que a realidade econômica, social e ambiental de países subdesenvolvidos e em desenvolvimento exige a busca incessante de alternativas sustentáveis que contemplem baixos custos de implantação, operação e manutenção no tratamento de efluentes. Tal realidade levou diversos países – como Brasil, Colômbia, Índia e alguns países africanos – a adotar reatores *Upflow Anaerobic Sludge Blanket* (UASB) como solução para o tratamento de esgotos sanitários (Chernicharo *et al.*, 2018; Mazhar *et al.*, 2021; Vassalle *et al.*, 2020).

Apesar de apresentarem significativa capacidade de remoção de matéria orgânica, os reatores UASB não foram concebidos para promover uma eficiente remoção de nutrientes, levando à necessidade de implantação de sistemas de pós-tratamento para diminuição da concentração de compostos nitrogenados (Lysowyj; Wright, 2020).

Convencionalmente, a remoção de nitrogênio é realizada em duas etapas distintas: a nitrificação e a desnitrificação. Cada uma delas ocorre sob condições antagônicas, de modo que, para sua completa remoção, há necessidade de duas ou mais unidades, aumentando os custos de construção e operação desses sistemas (Chen; Ni, 2012).

O lançamento de águas residuárias contendo compostos nitrogenados tem um importante impacto sobre a saúde e o meio ambiente (Zoppas; Bernardes; Meneguzzi, 2016). Os impactos ambientais adversos associados ao nitrogênio amoniacal

incluem: eutrofização; toxicidade para organismos aquáticos; e depleção de oxigênio dissolvido nos corpos d'água receptores, causado pela oxidação bacteriana de amônia a nitrato (Metcalf & Eddy, Inc., 2003).

Visando buscar alternativas aos processos convencionais de remoção de nitrogênio, vários estudos estão sendo realizados para o fim de obter sistemas que promovam a remoção de nitrogênio em uma única etapa de tratamento. Entre as possibilidades, pode-se citar a nitrificação e desnitrificação simultâneas (NDS) em reator de leito fixo de espuma e biomassa aderida (Barana *et al.*, 2013; Damianovic; Foresti, 2012; Fulazzaky *et al.*, 2015; Jenzura *et al.*, 2018; Moura; Leick *et al.*, 2017; Santos *et al.*, 2016; Souza *et al.*, 2021; Wang *et al.*, 2021; Wosiack *et al.*, 2015; Zinatizadeh *et al.*, 2012; Zhu *et al.*, 2007).

Nesse tipo de reator, bactérias nitrificantes se encontram ativas em regiões aeróbias; e, nos ambientes anóxicos, onde o aceptor final de elétrons é o nitrato, estão localizadas as bactérias desnitrificantes (Barana *et al.*, 2013; Jenzura *et al.*, 2018; Souza *et al.*, 2021; Wosiack *et al.*, 2015). Tudo isso ocorre em uma única unidade de reação, na qual o gradiente de oxigênio dissolvido (OD) no biofilme direciona a ocorrência dos processos de nitrificação e desnitrificação simultaneamente.

Embora vários autores tenham realizado estudos com reator de leito fixo em espuma para o pós-tratamento de efluente de UASB (Jenzura *et al.*, 2018; Moraes; Orrú; Foresti, 2013; Souza *et al.*, 2021; Wosiack *et al.*, 2015), não se tem notícia

sobre avaliação da nitrificação/desnitrificação simultâneas utilizando-se esgoto real como doador de elétrons e sob diferentes condições de aeração.

Dentro do contexto apresentado, esta pesquisa, em escala piloto, teve por objetivo proporcionar a obtenção de parâmetros operacionais e construtivos para remoção de matéria orgânica e nitrogenada em reator de leito empacotado com aeração intermitente e recirculação do efluente no tratamento de esgoto sanitário, utilizando Biobob® como meio suporte. Ademais, apresentou-se a potência instalada e os gastos energéticos com esse novo reator.

2.2 METODOLOGIA

2.1 Local do experimento

O reator foi instalado em uma Estação de Tratamento de Esgoto Sanitário (ETE) com capacidade para receber $80 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$ de esgoto. A ETE é composta por sistema de tratamento preliminar, com grade e

desarenador; tratamento secundário, com reator UASB seguido por sedimentador de placas paralelas; e um filtro anaeróbio (FAN) de fluxo ascendente preenchido com pedra brita.

2.2 Aparato experimental

O reator em escala piloto foi construído em fibra de vidro com volume total de $5,65 \text{ m}^3$, diâmetro de 1,5 m e altura de 3,2 m. É constituído por três compartimentos distintos: (i) leito de mistura; (ii) leito de Biobob®; e (iii) câmara de saída do efluente (Figura 1).

Como suporte para a imobilização da biomassa, utilizou-se um dispositivo comercial chamado Biobob®, como mostra a Figura 2. O Biobob® consiste em uma matriz de poliuretano, envolta por uma estrutura de polipropileno, com geometria cilíndrica de 45 mm de diâmetro, 60 mm de altura e porosidade de 90% (Araujo, 2014). O Biobob® foi desenvolvido, produzido e cedido para esta pesquisa pela empresa Bio Proj Tecnologia Ambiental.

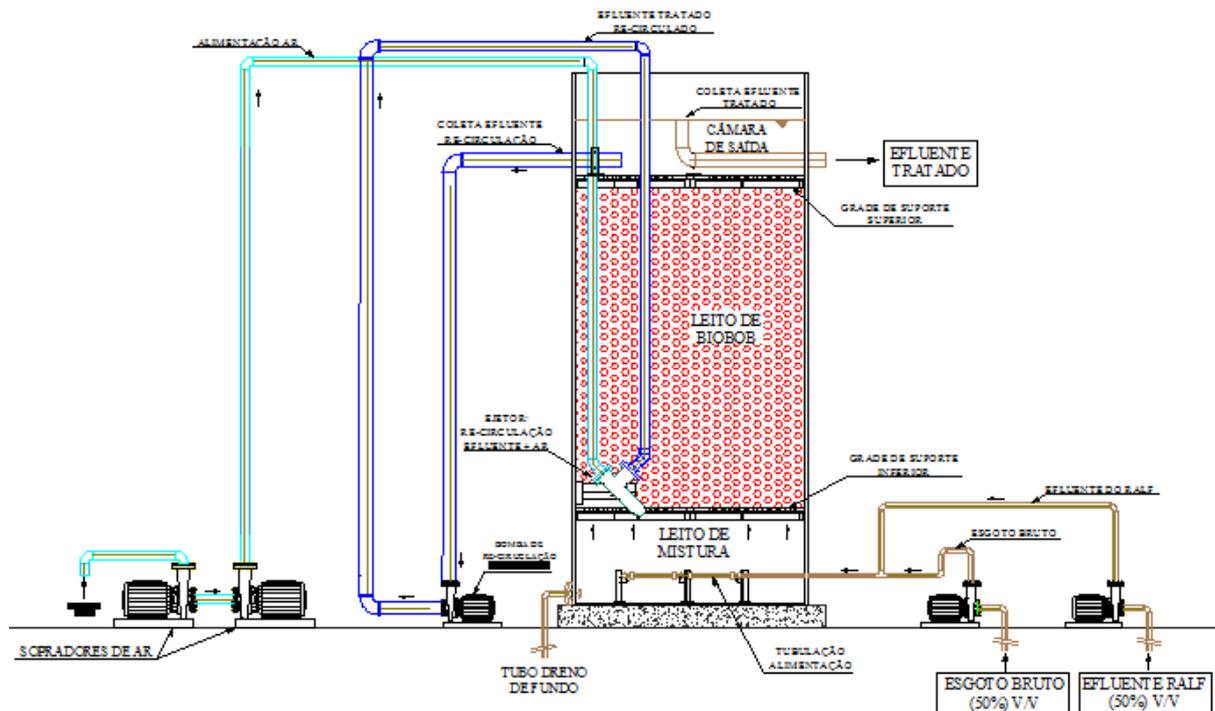


Figura 1 – Esquema do reator.



Figura 2 – Biobob® usado como suporte para o desenvolvimento e imobilização dos microrganismos.

Os dispositivos Biobob® foram mantidos confinados sem ordenação e alinhamento, formando uma coluna vertical com altura de 2,20 metros.

2.3 Caracterização do afluente

O afluente do reator foi formado por uma mistura com proporção 1:1 (v/v) de esgoto bruto e efluente do UASB. O esgoto bruto era coletado na saída do desarenador. Já o efluente do UASB era bombeado diretamente da calha de saída do efluente do reator UASB.

A utilização de afluente composto de esgoto bruto e efluente de UASB em proporção 1:1 (v/v) ocorreu em função de resultados promissores obtidos por Jenzura *et al.* (2018). Os pesquisadores concluíram que essa mistura proporciona quantidade adequada de matéria orgânica prontamente disponível para o desenvolvimento de bactérias heterotróficas desnitrificantes, sem prejudicar o crescimento de bactérias autotróficas nitrificantes.

Para monitoramento do reator, foram realizadas as análises físico-químicas no afluente e efluente, sendo elas: pH, demanda química de oxigênio (DQO), nitrogênio total Kjeldahl (NTK), nitrogênio na forma amoniacal ($N-NH_4^+$); Nitrito ($N-NO_2^-$); Nitrato ($N-NO_3^-$); Sólidos Totais (ST); sólidos suspensos totais (SST); e sólidos suspensos volatéis

(SSV). A caracterização completa do afluente foi apresentada em material suplementar. As análises foram realizadas segundo metodologia descrita no *Standard Methods for the Evaluation of Water and Wastewater* (APHA; AWWA; WEF, 2005), e a de alcalinidade foi feita segundo método descrito por Ripley, Boyle e Converse (1986). As amostras foram coletadas entre 10:00 h e 14:00 h, período com maior vazão na ETE.

2.4 Start-up do reator e condições experimentais

O reator foi iniciado sem inóculo, mantido à temperatura ambiente, com Tempo de Retenção Hidráulica (TRH) de 12h e taxa de recirculação (Q_r/Q) igual a 6. Após 150 dias nesta condição, foi observada redução da concentração de NTK e presença de nitrato e nitrito no efluente do reator, concluindo-se que a biomassa nitrificante estava presente e adaptada.

As condições experimentais são compostas por TDH de 12 e 10 horas em 3 diferentes tempos de aeração. Após o período de adaptação, foram estabelecidas as condições apresentadas na Tabela 1. O reator operou durante 671 dias, incluindo o tempo de start-up e o tempo de estabilização entre cada nova condição, que foi de 15 dias. Após esse período, iniciou-se a coleta de dados que compõem os resultados apresentados.

Tabela 1 – Condições operacionais do reator.

Condição	Tempo com aeração (min)	Tempo sem aeração (min)	TDH (h)	Taxa de Recirculação	Tempo de Operação (d)
1	AE constante	0	12	2	49
2	60	120	12	2	65
3	120	60	12	2	46
4	120	60	10	2	76
5	AE constante	0	10	2	126
6	60	120	10	2	79

2.5 Análise de consumo e custos energéticos

A potência instalada e o custo energético para operação das condições 1, 2 e 3 do reator foram calculadas utilizando-se as equações 1, 2 e 3.

2.5.1 Potência utilizada

$$P_{uti} = \left(\frac{P_{nom}}{\eta} \right) / \left(\frac{f_1}{f_2} \right)^3 \quad (1)$$

Onde:

P_{uti} = Potência utilizada do equipamento (em kwh)

P_{nom} = Potência nominal do equipamento (em kwh)

η = rendimento do conjunto

f_1 = frequência limite do inversor (Hz)

f_2 = frequência de operação da moto bomba (Hz)

2.5.2 Consumo de energia

$$C_{energ} = \frac{P_{uti}}{C_{remov}} \quad (2)$$

Onde:

C_{energ} = Consumo de energia dos equipamentos (em kwh.kg⁻¹ DQO removida)

P_{uti} = Potência diária utilizada do equipamento (em kwh d⁻¹)

C_{remov} = Carga média diária DQO removida (em kg DQO removida)

2.5.3 Custo de energia

$$\text{Custo} = \frac{P_{uti} \times 0,6378}{\text{Volume tratado}} \times 100 \quad (3)$$

Onde:

Custo = Custo de energia para tratamento (em kwh.m⁻³)

P_{uti} = Potência diária utilizada pelos equipamentos (em kwh.d⁻¹)

Volume tratado = volume de efluente tratado em um dia (em m³.d⁻¹)

2.6 Análise estatística

Os resultados foram submetidos ao teste de Shapiro Wilk para verificação da normalidade dos dados e, quando confirmada a normalidade, foi realizado o teste de análise de variância (ANOVA). Quando a ANOVA mostrou haver diferença significativa entre os resultados, eles foram comparados entre si por meio do Teste de Tukey. A ferramenta utilizada na realização dos testes estatísticos foi o software PAST.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Remoção de matéria orgânica e nitrogênio total

Na Tabela 2, estão presentes as composições médias do afluente utilizado durante todo o experimento, bem como respectivos valores médios do descarte efluente do reator. Não se detectou no afluente teores de nitrito e nitrato.

Tabela 2 – Parâmetros médios de caracterização do afluente e efluente do reator em todas as fases do experimento.

Condição	Aeração AE/NA (min)	Afluente (mg L ⁻¹)			Efluente (mg L ⁻¹)				
		DQO	NTK	N-NH ₄ ⁺	DQO	NTK	N-NH ₄ ⁺	N-NO ₂ ⁻	N-NO ₃ ⁻
1	180/0	317 ± 53	35 ± 10	32 ± 9	75 ± 23	8 ± 3	5 ± 2	1,4 ± 1,2	2,4 ± 2,6
2	60/120	462 ± 107	54 ± 5	51 ± 6	114 ± 18	23 ± 5	17 ± 4	1,0 ± 0,5	2,1 ± 1,1
3	120/60	599 ± 129	54 ± 10	53 ± 10	121 ± 22	16 ± 3	14 ± 4	1,5 ± 0,7	0,8 ± 0,4
4	120/60	555 ± 60	53 ± 4	49,6 ± 4	125 ± 9	19 ± 3	14 ± 6	0,7 ± 0,4	0,9 ± 0,3
5	180/0	512 ± 46	54 ± 3	52,1 ± 3	108 ± 40	11 ± 3	8 ± 3	0,8 ± 0,4	1,5 ± 0,4
6	60/120	562 ± 30	56 ± 5	50,0 ± 3	133 ± 16	14 ± 5	13 ± 3	1,0 ± 1,1	0,8 ± 0,7

Legenda: AE = Aeração; NA = Não aerando; DQO = Demanda química de oxigênio; NTK = Nitrogênio total Kjeldahl; N-NH₄⁺ = Nitrogênio na forma amoniacal; N-NO₂⁻ = Nitrito; e N-NO₃⁻ = Nitrato.

Ressalta-se que as condições 1, 2 e 3 foram realizadas com TDH de 12h; e as condições 4, 5 e 6, com TDH de 10h. É possível notar que, durante o experimento, ocorreram oscilações nas concentrações afluentes que são intrínsecas ao sistema de esgotamento sanitário e sofrem influência direta de condições climáticas, como regime pluviométrico; do horário de pico de geração de esgoto; de lançamentos pontuais de caminhões limpa fossa; e até mesmo de lançamentos industriais clandestinos na rede coletora de esgoto.

Analisando as concentrações NTK e N-NH₄⁺ afluente e efluente apresentados na Tabela 2, pode-se observar que quase todo o nitrogênio orgânico foi convertido em amônia, mas a amônia não foi totalmente convertida em nitrito e nitrato, uma vez que há presença de N-NH₄⁺ no efluente. As condições com aeração constante apresentaram as menores concentrações médias de nitrogênio amoniacal no efluente e, portanto, maiores taxas de nitrificação.

Na estação de tratamento de esgoto onde o reator piloto foi implantado, o padrão de lançamento de DQO era de 150 mg.L⁻¹, segundo a Portaria nº 488/2018 do Instituto das Águas do Paraná; em 2020, esse padrão foi atualizado para 225 mg.L⁻¹, conforme determinado pela Portaria

nº 1045/2020, emitida pelo Instituto Água e Terra. Pode-se notar que todas as condições atenderam ao parâmetro máximo de lançamento outorgado para DQO, com concentração média máxima efluente de 133 ± 16 mg.L⁻¹.

A eficiência média de redução de DQO durante o experimento foi de 79%. Essa eficiência significativa ocorreu devido à matéria orgânica presente no afluente ser consumida em todas as etapas do processo NDS por microrganismos heterotróficos facultativos de elevada taxa de multiplicação, durante período aerado ou sem aeração (Schmidt *et al.*, 2003; Chiu *et al.*, 2007).

Comparando o presente estudo com similares, pode-se afirmar que a remoção de matéria orgânica não sofre influência estatística do tempo de aeração, indicando a condição de menor consumo de energia elétrica como a melhor alternativa. Nesse caso, são indicadas as condições 2 e 6, com relação aeração e sem aeração de 60/120 minutos nos TDHs de 12h e 10h.

A Tabela 3 apresenta as eficiências de nitrificação, desnitrificação e remoção de nitrogênio total de cada condição experimental. Também são apresentadas as relações carbono/nitrogênio, representada pela relação de DQO/NTK.

Tabela 3 – Eficiência de nitrificação, desnitrificação, remoção de nitrogênio total e média da relação DQO/NTK afluente.

Condição	Nitrificação (%)	Desnitrificação (%)	Remoção de NT (%)	DQO/NTK Afluente
1	75 ^{ab}	87 ^b	65 ^b	9,0 ^{ab}
2	57 ^c	89 ^b	51 ^c	8,6 ^b
3	70 ^b	94 ^b	65 ^b	11,1 ^a
4	65 ^c	98 ^a	61 ^c	10,5 ^a
5	80 ^a	98 ^a	76 ^{ab}	9,5 ^{ab}
6	74 ^b	97 ^a	71 ^b	10,0 ^{ab}

Legenda: NT = Nitrogênio total; DQO = Demanda química de oxigênio; NTK = Nitrogênio total Kjeldahl; DQO/NTK = Relação DQO/NTK.

Nota: Médias seguidas da mesma letra na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey ($p \leq 0,05$).

Estatisticamente, a condição 2 diferiu das demais e apresentou a menor eficiência de remoção de nitrogênio total e nitrificação, respectivamente, 51% e 57%. Verificou-se que a taxa de nitrificação diminuiu com a redução no tempo de aeração e a consequente menor disponibilidade de oxigênio. Como as bactérias heterotróficas facultativas possuem maior velocidade metabólica e consomem mais rapidamente o oxigênio dissolvido e o substrato disponível no meio, elas acabam por reduzir a disponibilidade de oxigênio para as bactérias autotróficas nitrificantes, que possuem menor velocidade de absorção dos substratos (Barana *et al.*, 2013).

Wosiack *et al.* (2015), operando um reator de leito estruturado, observaram que o aumento do tempo de aeração afetou a eficiência de nitrificação. Quanto maior o tempo de aeração, melhor a eficiência, chegando a taxas de 100% de conversão durante aeração contínua, segundo os referidos autores.

Schmidt *et al.* (2003) e Moura *et al.* (2012) observaram que menores taxas de nitrificação podem ser atribuídas à competição por matéria orgânica e oxigênio entre bactérias heterotróficas aeróbias, responsáveis pela remoção de matéria orgânica, e bactérias autotróficas nitrificantes, que convertem o nitrogênio. As heterotróficas, por possuírem maior velocidade de crescimento e conversão do substrato, ocupam mais rapidamente o meio

suporte, reduzindo, conseqüentemente, a área de adesão e crescimento das bactérias autotróficas.

As condições 1 e 5, realizadas com aeração constante, foram estatisticamente iguais na etapa de nitrificação. Observando as eficiências de remoção de NT e a etapa de nitrificação, nota-se que, quanto maior a taxa de nitrificação, maiores as remoções de nitrogênio total, podendo-se verificar que a etapa limitante na remoção de nitrogênio foi a nitrificação.

Wosiack *et al.* (2015) avaliaram a operação de um reator de leito estruturado com aeração contínua, utilizando efluente industrial de abatedouro de aves e TDH de 1 dia, e obtiveram remoção de NT de 93,3%, com 100% de nitrificação e 98,1% de desnitrificação. Os autores verificaram que, quanto maior a taxa de nitrificação, maior foi a remoção de nitrogênio total, podendo concluir que a nitrificação foi a etapa limitante na remoção de NT, como ocorrido nesta pesquisa.

Jenzura *et al.* (2018) obtiveram, em seu estudo, eficiências de remoção de nitrogênio superiores a 82% e verificaram a nitrificação como limitante à remoção de nitrogênio total. Os autores operaram um reator de leito estruturado em condições similares à desta pesquisa, com aeração intermitente, variando o TDH e o tempo de aeração, alimentado o reator com a mistura de 50% de efluente sanitário bruto e 50% de efluente tratado em UASB.

Durante todo o experimento, as taxas de desnitrificação foram maiores que as de nitrificação, com valor médio de 95%. Esse resultado se explica pelo fato de que, no Biobob®, a difusibilidade de oxigênio para as camadas mais internas da espuma é reduzida. A espuma, combinada com a adesão e crescimento de biomassa, cria uma barreira à passagem de ar.

Santos *et al.* (2016), utilizando reator com suporte de espuma para tratamento de efluente, mediram o perfil de OD na espuma e observaram que, até a profundidade de 670 μm , o ambiente era aeróbio e, em profundidades maiores, anóxico. Essa estratificação permitiu o desenvolvimento de bactérias autotróficas aeróbias nitrificantes nas zonas mais externas do suporte, onde havia presença de oxigênio livre, e de bactérias heterotróficas desnitrificantes nas mais internas.

Em reatores de aeração intermitente que favorecem a NDS, a relação DQO/NTK deve ser adequada a fim de promover a desnitrificação, sem que haja necessidade de acrescentar uma fonte externa de carbono. Nesta pesquisa, a média de relação DQO/NTK foi de 10, sem adição de carbono. Segundo Fu *et al.* (2010), em reatores dimensionados para NDS, a relação de carbono para nitrogênio (C/N) recomendada deve ser superior a 9,0. Leick *et al.* (2017) operaram um reator de leito estruturado com aeração intermitente, sob TDH de 12 horas, variando os tempos de aeração e taxa de recirculação, e obtiveram uma eficiência máxima de remoção de nitrogênio total

de 55,5%, devido à baixa relação de C/N, limitando a ocorrência de desnitrificação.

De acordo com os resultados obtidos na presente pesquisa pode-se concluir que a matéria orgânica presente no efluente foi suficiente para as bactérias desnitrificantes realizarem a conversão do substrato em energia e material celular, sem haver necessidade de adição de fonte externa de carbono.

A remoção de NT confirma a ocorrência de NDS em todas as condições de operação desta pesquisa, inclusive sob condição de aeração constante, similar ao observado por Barana *et al.* (2013), Wosiack *et al.* (2015) e Correa *et al.* (2018), que corroboram que a configuração deste reator em fase única, utilizando espuma de poliuretano como suporte ao biofilme, proporciona a existência de microambiente aeróbio e anóxico no interior do biofilme aderido.

Considerando que não houve diferença estatística na remoção de nitrogênio total entre as condições de aeração constante e 120 minutos de aeração, indica-se a condição de menor consumo de energia elétrica como sendo a melhor alternativa. Neste caso, a condição 3, com 120 minutos de aeração e 60 sem aeração (aeração por 16 horas diárias).

3.2 pH e alcalinidade

Os resultados médios de cada etapa de pH e alcalinidade afluente e efluente do reator são apresentados na Tabela 4.

Tabela 4 – Médias de pH e alcalinidade afluente e efluente e os parâmetros de avaliação do processo quanto à nitrificação e desnitrificação simultânea em todas as condições experimentais.

Condição	pH		Alcalinidade (mg.L^{-1})		Parâmetros de nitrificação e desnitrificação simultânea	
	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	NTK* desnitrificado (mg.L^{-1})	**Alcalinidade teórica efluente (mg.L^{-1})
1	7,7 \pm 0,3	7,8 \pm 0,3	253 \pm 24	154 \pm 67	27 \pm 7	143,04
2	7,3 \pm 0,4	7,8 \pm 0,4	288 \pm 35	151 \pm 58	31 \pm 5	166,26
3	7,6 \pm 0,3	8,0 \pm 0,3	405 \pm 70	234 \pm 12	38 \pm 7	261,13

continua...

Tabela 4 – Continuação...

Condição	pH		Alcalinidade (mg.L ⁻¹)		Parâmetros de nitrificação e desnitrificação simultânea	
	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	NTK ^{**} desnitrificado (mg.L ⁻¹)	Alcalinidade teórica efluente (mg.L ⁻¹)
4	7,9 ± 0,3	8,0 ± 0,2	403 ± 32	285 ± 87	39 ± 4	275,91
5	8,1 ± 0,2	8,2 ± 0,2	434 ± 25	261 ± 50	46 ± 3	272,28
6	8,2 ± 0,2	8,1 ± 0,3	457 ± 36	262 ± 129	43 ± 5	300,63

*Valores obtidos através da diferença dos teores de NTK entre afluente e efluente; **Valores teóricos médios calculados com base em Metcalf & Eddy, Inc. (2003), que sugere 7,14g CaCO₃requerida/g N₃nitrificada, e 3,57g CaCO₃gerada/g N₃desnitrificada*

De acordo com Correa *et al.* (2018), altas concentrações de alcalinidade no afluente favorecem sistemas de tratamento biológico que usam material de suporte para a formação de biofilme, pois aumentam o pH nas camadas internas do biofilme, contribuindo para uma nitrificação mais rápida.

Entretanto, um equilíbrio de alcalinidade no reator foi verificado pela elevada eficiência de desnitrificação ocorrida, a qual recuperou parte da alcalinidade consumida durante a nitrificação. No processo de desnitrificação, a cada mg de NO₃⁻ reduzido a N₂, são gerados, aproximadamente, 3,57 mg de CaCO₃, segundo Metcalf & Eddy, Inc. (2003). Esse equilíbrio é uma vantagem também relatada por outros autores que avaliaram o processo NDS na remoção de matéria orgânica e nitrogênio de esgotos (Leick *et al.*, 2017; Iannacone *et al.*, 2019).

3.3 Consumo de energia

Para as condições 1, 2 e 3 (TDH 12h), foram calculados os custos e o consumo de energia para aferir

os gastos com aeração. Na Tabela 6, verifica-se que, na operação do reator de aeração intermitente, os equipamentos de maior potência elétrica – e, conseqüentemente, com maior consumo de energia elétrica – foram os aeradores, com potência de 1,5 kW cada um. Os equipamentos comerciais disponíveis são construídos para maiores potências, objetivando estações em escala plena. Assim, no reator, foram implantados equipamentos de potências maiores que as necessárias, os quais operam com significativas restrições em seus comandos para funcionarem em baixas vazões, seja de ar ou líquido.

Para o tratamento dos efluentes residuários, foram avaliados os consumos de energia elétrica em kWh.m⁻³ e os custos com energia elétrica em R\$.m⁻³. Foi considerado como custo energético o valor de R\$ 0,6378 kWh⁻¹ (valor praticado pela concessionária de energia durante a operação do reator nas referidas condições experimentais).

Tabela 6 – Potências nominais dos motores instalados; potências moduladas dos motores instalados; consumo de energia durante a aeração; e consumo de energia durante a fase sem aeração do reator em escala piloto.

Equipamentos	Potência nominal (kw)	Potência modulada (kw)	Consumo de energia AE (kwh)	Consumo de energia NA (kwh)
Aeradores (2 UN)	3,00	2,01	2,01	-
Bomba Recirculação	0,63	0,07	0,07	0,07
Bomba Alimentação Afluente Bruto	1,90	0,38	0,38	0,38

continua...

Tabela 4 – Continuação...

Equipamentos	Potência nominal (kw)	Potência modulada (kw)	Consumo de energia AE (kwh)	Consumo de energia NA (kwh)
Bomba Alimentação Efluente Ralf	0,37	0,51	0,51	0,51
Total	5,90	2,97	2,97	0,96

Legenda: AE = Consumo de energia fornecendo aeração; NA = Consumo de energia não fornecendo aeração.

Na Figura 3, são apresentados os consumos de energia elétrica por kg de DQO afluente removida e as médias de concentração de DQO afluente em cada condição.

A condição 1, com aeração de 24h/dia apresentou o maior consumo e custo de energia elétrica, respectivamente $0,48 \text{ kwh.m}^{-3}$ e $0,31 \text{ R$.m}^{-3}$. As condições com intervalos de aeração/não aeração apresentaram valores menores: condição 2 ($0,28 \text{ kwh/m}^3$ e $0,18 \text{ R$/m}^3$) e condição 3 ($0,38 \text{ kwh.m}^{-3}$ e $0,24 \text{ R$.m}^{-3}$). Ao avaliar a relação

entre o consumo de energia e a remoção de DQO, as condições 2 e 3 apresentaram os mesmos resultados ($0,80 \text{ kwh.kg}^{-1}$).

A condição 3, operando os aeradores por 16 horas diárias, apresentou consumo de energia elétrica por kg de DQO afluente removida muito similar à condição operacional 2, com aeração de 8 horas diárias. Isso ocorreu devido à maior concentração de matéria orgânica afluente na condição 3, o que, para uma mesma eficiência de remoção, representa uma maior carga de DQO removida.

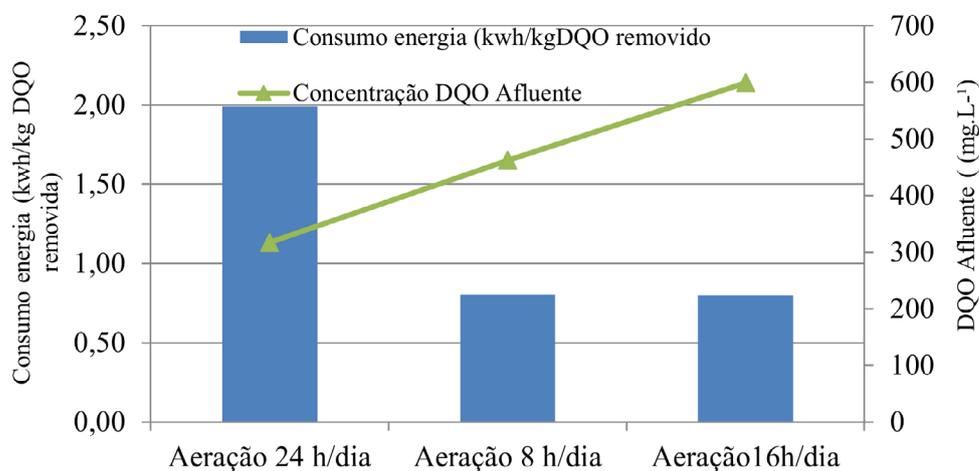


Figura 3 – Consumo de energia elétrica por kg de DQO removida e concentração DQO afluente.

4 CONCLUSÕES

O reator de leito empacotado e aeração intermitente foi eficiente na remoção de matéria orgânica de afluente composto pela mistura esgoto sanitário bruto e efluente tratado em reator anaeróbio na

proporção 1:1 (v:v). Todas as condições apresentaram remoção de matéria orgânica, obtendo-se taxas entre 76 e 87%.

As condições com maior tempo de aeração apresentaram as maiores taxas de nitrificação, que

foram de 65% a 84%. A condição 5, com TDH de 10 horas e submetida ao menor tempo de aeração, foi a que apresentou a menor eficiência de nitrificação, de 57%. A intermitência na aeração não influenciou na taxa de desnitrificação, cujas eficiências foram de 87% a 98% para todas as condições.

O reator de leito empacotado com aeração intermitente, em escala piloto, implantado em uma ETE municipal, promoveu a remoção simultânea de matéria orgânica e de matéria nitrogenada de esgoto sanitário misto devido às diferentes zonas de gradientes de concentração de OD no meio suporte, permitindo a coexistência das bactérias autotróficas nitrificantes e heterotróficas desnitrificantes.

A redução dos tempos de aeração, consequentemente, também reduziu o consumo e custo de energia elétrica. Menores custos viabilizam o uso e implantação desse reator em escalas maiores, porém devem ser priorizadas as condições que apresentem melhores eficiências no tratamento e viabilidade operacional. Vale ressaltar que o reator estudado promove a remoção de matéria orgânica e de matéria nitrogenada, o que é uma vantagem para as estações de tratamento de efluentes que usam tratamento somente anaeróbio, promovendo apenas remoção de carga orgânica.

5 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Conceitualização: Polak R, Oliveira JGB; **Materiais e Métodos:** Polak R, Oliveira JGB; **Investigação:** Polak R, Oliveira JGB; **Redação – Primeira versão:** Polak R, Oliveira JGB; **Redação – Revisão & Edição:** Polak R, Oliveira JGB, Moura RB, Assis TM, Barana AC; **Aquisição de Financiamento:** Barana AC; **Recursos:** Barana AC; **Supervisão:** Barana AC.

6 AGRADECIMENTOS

Os autores gostariam de agradecer à Empresa Bio Proj Tecnologia Ambiental e à Companhia de Saneamento do Paraná (Sanepar) pela parceria no projeto.

7 FONTES DE FINANCIAMENTO

O projeto recebeu recurso de Fomento à Pesquisa da Sanepar e da Fundação Araucária, através da Chamada Pública PPPSA Nº 017/2021, bem como recebeu bolsas de iniciação científica do CNPq e Fundação Araucária, e bolsas de mestrado e doutorado da CAPES.

8 REFERÊNCIAS

- APHA – American Public Health Association; AWWA – American Water Works Association; WEF – Water Environment Federation. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21. ed., Washington, DC: APHA, 2005.
- ARAUJO, T. L. S. **Desempenho de reator anaeróbio híbrido (leito fixo e manta de lodo) tratando esgoto sanitário em escala piloto**. 2014. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2014.
- BARANA, A. C. *et al.* Nitrogen and organic matter removal in an intermittently aerated fixed-bed reactor for post-treatment of anaerobic effluent from a slaughterhouse wastewater treatment plant. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, Amsterdã, v. 1, n. 3, p. 453-459, 2013.
- CHEN, Q.; NI, J. Ammonium removal by *Agrobacterium* sp. LAD9 capable of heterotrophic nitrification-aerobic denitrification. **Journal of Bioscience and Bioengineering**, Osaka, v. 113, n. 5, p. 619-623, 2012.
- CHERNICHARO, C. A. L. *et al.* Panorama do tratamento de esgoto sanitário nas regiões Sul, Sudeste e Centro-Oeste do Brasil: tecnologias mais empregadas. **Revista DAE**, São Paulo, v. 66, p. 5-19, 2018.
- CHIU, Y. C.; LEE, L. L.; CHANG, C. N.; CHAO, A. C. The development of simultaneous partial nitrification, ANAMMOX and denitrification (SNAD) process in a single reactor for nitrogen removal. **Bioresource Technology**, [S. l.], v. 100, n. 4, p. 1548-1554, fev. 2007.
- CORREA, C. Z. *et al.* Nitrification/denitrification of real municipal wastewater in an intermittently aerated structured bed reactor. **Journal of Water Process Engineering**, Amsterdã, v. 23, p. 134-141, 2018.
- FU, B. *et al.* Characterization of microbial community in an aerobic moving bed biofilm reactor applied for simultaneous nitrification and denitrification. **World Journal of Microbiology and Biotechnology**, Oxford, v. 26, n. 11, p. 1981-1990, 2010.
- FULAZZAKY, M. A. *et al.* Conditioning the alternating aerobic-anoxic process to enhance the removal of inorganic nitrogen

pollution from a municipal wastewater in France. **Journal of Cleaner Production**, Oxford, v. 100, p. 195-201, 2015.

IANNACONE, F. *et al.* Effect of carbon-to-nitrogen ratio on simultaneous nitrification denitrification and phosphorus removal in a microaerobic moving bed biofilm reactor. **Journal of Environmental Management**, London, v. 250, e109518, 2019.

JENZURA, N. T. *et al.* Prediction of total nitrogen removal in a structured-bed reactor for secondary and tertiary treatment of sanitary sewage. **Desalination and Water Treatment**, Oxford, v. 126, p. 144-150, 2018.

LEICK, S. A. *et al.* Effect of aeration e recirculation in the removal of nitrogen and chemical oxygen demand from sanitary sewage in a structured bed reactor. **Journal of the Brazilian Association of Agricultural Engineering**, Jaboticabal, v. 37, n. 6, p. 1236-1243, 2017.

LYSOWYJ, M.; WRIGHT, M. M. A review of biogas and an assessment of its economic impact and future role as a renewable energy source. **Reviews in Chemical Engineering**, Berlin, v. 36, n. 3, p. 401-421, 2020.

MAZHAR, M. A. *et al.* Upgrading combined anaerobic-aerobic UASB-FPU to UASB-DHS system: cost comparison and performance perspective for developing countries. **Journal of Cleaner Production**, Oxford, v. 284, e124723, 2021.

METCALF & EDDY, INC. **Wastewater Engineering: treatment and reuse**. 4. ed. Boston: McGraw-Hill, 2003.

MORAES, B. S.; ORRÚ, J. G. T.; FORESTI, E. Nitrogen and sulfide removal from effluent of UASB reactor in a sequencing fed-batch biofilm reactor under intermittent aeration. **Journal of Biotechnology**, Amsterdã, v. 164, n. 3, p. 378-385, 2013.

MOURA, R. B.; DAMIANOVIC, M. H. R. Z.; FORESTI, E. Nitrogen and carbon removal from synthetic wastewater in a vertical structured-bed reactor under intermittent aeration. **Journal of Environmental Management**, London, v. 98, p. 163-167, 2012.

PARADES, D. *et al.* New aspects of microbial nitrogen transformations in the context of wastewater treatment – a review. **Engineering in Life Sciences**, Weinheim, v. 7, n. 1, p. 13-25, 2007.

RIPLEY, L. E.; BOYLE, W. C.; CONVERSE, J. C.. Improved alkalimetric monitoring for anaerobic digester of high-strength wastes. **Journal – Water Pollution Control Federation**, Washington, DC, v. 58, n. 5, p 406-411, 1986.

SANTOS, C. E. D. *et al.* Influence of COD/N ratio and carbon source on nitrogen removal in a structured-bed reactor subjected to recirculation and intermittent aeration (SBRRIA). **Journal of Environmental Management**, London, v. 166, p. 519-524, 2016.

SCHMIDT, I. *et al.* New concepts of microbial treatment processes for the nitrogen removal in wastewater. **FEMS Microbiology Reviews**, Oxford, v. 27, n. 4, p. 481-492, 2003.

SHANAHAN, J. W.; SEMMENS, M. J. Alkalinity and pH effects on nitrification in a membrane aerated bioreactor: an experimental and model analysis. **Water Research**, Oxford, v. 74, p. 10-22, 2015.

SOUZA, J. V. R. *et al.* Simultaneous carbon and nitrogen removal in a structured bed reactor subjected to intermittent aeration (SBRIA): effect of support material diameter and bed porosity. **Journal of Chemical Technology and Biotechnology**, [S. l.], v. 97, n. 6, p. 1436-1445, 2021.

VASSALLE, L. *et al.* Can high rate algal ponds be used as post-treatment of UASB reactors to remove micropollutants? **Chemosphere**, Oxford, v. 248, 125969, 2020.

WANG, H. *et al.* Performance evaluation and mechanism of nitrogen removal in a packed bed reactor using micromagnetic carriers at different carbon to nitrogen ratios. **Bioresource Technology**, Barking, v. 341, e125747, 2021.

WOSIACK, P. A. *et al.* Removal of COD and nitrogen from animal food plant wastewater in an intermittently-aerated structured-bed reactor. **Journal of Environmental Management**, London, v. 154, p.145-150, 2015.

ZHU, G.-B. *et al.* Simultaneous nitrification and denitrification in step feeding biological nitrogen removal process. **Journal of Environmental Sciences**, Pequim, v. 19, n.9, p. 1043-1048, 2007.

ZINATIZADEH, A. A. L.; ASADI, A.; SUMATHI, S. Simultaneous removal of carbon and nutrients from an industrial estate wastewater in a single up-flow aerobic/anoxic sludge bed (UAASB) bioreactor. **Water Research**, Oxford, v. 46, n. 15, p. 4587-4598, 2012.

ZOPPAS, F. M.; BERNARDES, A. M.; MENEGUZZI, A. Parâmetros operacionais na remoção biológica de nitrogênio de águas por nitrificação e desnitrificação simultânea. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 21, n. 1, p. 29-42, 2016.