

DESEMPENHO DE UM REATOR DE LEITO FIXO UTILIZADO NO TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS DE UMA INDÚSTRIA DE PROCESSAMENTO DE LEITE

Edgar Augusto Aliberti¹

Kátia Valéria Marques Cardoso Prates²

Bianca Zamberlan Gonçalves³

Camila Zoe Correa⁴

Deize Dias Lopes⁵

Gerenciamento de Resíduos Sólidos e Líquidos

Resumo

O objetivo deste trabalho foi avaliar o desempenho de um reator de leito fixo de fluxo contínuo, operado com doistemplos de detenção hidráulico (TDH) com aeração contínua no tratamento de efluentes de uma indústria de processamento de leite. O reator foi construído em acrílico, com um volume total de 2,270 L. Como material suporte foram inseridas quatro estruturas cilíndricas de espuma de poliuretano. O reator foi operado em fluxo contínuo com duas fases experimentais. A Fase I foi operada com um TDH de 24h e a Fase II com um TDH de 16h. Para monitoramento foram realizadas análises de pH, alcalinidade, Demanda Química de Oxigênio (DQO), Sólidos Totais (ST), Sólidos Totais Fixos (STF), Sólidos Totais Voláteis (STV), nitrogênio amoniacal ($N-NH_4^+$), nitrito ($N-NO_2^-$), nitrato ($N-NO_3^-$) e Nitrogênio Kjeldahl Total (NKT). Obteve-se na Fase I remoções de DQO, NKT, nitrogênio total (NT) e ST de $95\pm 3\%$, $73\pm 15\%$, $56\pm 16\%$, $14\pm 6\%$, respectivamente. Na Fase II as eficiências de remoção foram de $93\pm 5\%$, $79\pm 16\%$, 62 ± 9 e $20\pm 18\%$, seguindo a ordem para DQO, NKT, NT e ST. Entretanto, estatisticamente as Fases I e II foram iguais em praticamente todos os parâmetros, diferindo apenas para a remoção de NT e STV. Desta forma, concluiu-se que o sistema pode ser operado com TDHs inferiores, mostrando-se uma alternativa para reduzir custos, pois foram obtidas eficiências na remoção simultânea de matéria orgânica e nitrogênio em uma única unidade mesmo o sistema sendo aerado de forma contínua.

¹Alunodo Curso de Mestrado em Engenharia Ambiental, Universidade Tecnológica Federal do Paraná-Campus Londrina, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, edgaraliberti@alunos.utfpr.edu.br.

²Profa. Dra., Universidade Tecnológica Federal do Paraná-Campus Londrina, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, kvprates@gmail.com.

³Graduada no Curso de Engenharia Ambiental, Universidade Tecnológica Federal do Paraná-Campus Londrina, Departamento de Engenharia Ambiental, bianca_z_g@hotmail.com.

⁴Aluna do Curso de Doutorado em Engenharia Civil, Universidade Estadual de Londrina, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, camila.z.correa@gmail.com.

⁵Profa. Dra., Universidade Estadual de Londrina, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, deizeuel@gmail.com.

INTRODUÇÃO

A industrialização e o crescimento econômico tiveram uma contribuição significativa para o bem-estar da população nas últimas décadas, no entanto, concomitantemente contribuiu para a poluição e destruição dos recursos naturais em todo o mundo (Mudakkar et al., 2013). Essa grande geração de efluentes industriais deixa consideravelmente os recursos hídricos disponíveis expostos, com riscos de contaminação (Olvera et al., 2017; Tortajada e Biswas, 2018; Xiaoming et al., 2018; Zhang et al., 2018), gerando assim uma grande preocupação não apenas nos países emergentes, mas em todo o mundo (Reddy et al., 2018). Algumas pesquisas apresentam dados de que há elementos que apresentam toxicidade para os organismos aquáticos quando os efluentes industriais são lançados no meio ambiente sem um tratamento eficaz (Ali e Sreekrishnan, 2001; Fraser et al., 2009; Kamali e Khodaparast, 2015), como por exemplo, as altas concentrações de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) ($40-8.240 \text{ mg.L}^{-1}$), Demanda Química de Oxigênio (DQO) ($430 \text{ a } 18.045 \text{ mg.L}^{-1}$), Nitrogênio Total (NT) ($14-830 \text{ mg.L}^{-1}$), e Sólidos Suspensos (SS) ($24-4.500 \text{ mg.L}^{-1}$) (Erkan et al., 2018 ; Andrade et al., 2015). Uma das estratégias viáveis para enfrentar este desafio, é o tratamento desses efluentes industriais, pois oferece a possibilidade de reutilizar a água ou lança-la de uma forma menos prejudicial (Goh e Ismail, 2018).

Dentre os efluentes industriais destaca-se o das indústrias de processamento de leite visto que essas águas residuárias consistem em frações de leite (2% do leite total processado) ou produtos convertidos, compostos ácidos ou alcalinos, detergentes e agentes desinfetantes, principalmente em operações de limpeza e lavagem (Kushwaha et al., 2011). Além disso, a água é o principal componente desse setor industrial, e ainda as águas residuárias de laticínios são ricas em Demanda Química de Oxigênio (DQO) e nitrogênio em suas diversas formas (Rahimi et al., 2011). Sendo o Brasil um dos maiores produtores de leite do mundo de acordo com o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2017), se faz necessário buscar alternativas para conseguir tratar esses efluentes.

Uma das alternativas estudadas atualmente para tratar essa água residuária é utilizando tratamentos biológicos, que vem apresentando resultados satisfatórios na remoção de matéria orgânica e nutrientes (Correa et al., 2018; Wosiack et al., 2015).

Dando importância aos resultados de trabalhos que utilizaram o reator de leito fixo de fluxo contínuo quanto a eficiência de remoção de matéria orgânica e nitrogênio, a operação de um reator com esta configuração sob condições aeróbias pode ser uma alternativa ao tratamento de efluentes gerados na indústria de processamento de leite.

Objetiva-se com esse trabalho, avaliar o desempenho de um reator de leito fixo de fluxo contínuo, operado com diferentes tempos de detenção hidráulico (TDH) com aeração contínua no tratamento de efluentes de uma indústria de processamento de leite.

METODOLOGIA

O sistema de tratamento utilizado foi em escala de bancada, instalado nas dependências da Universidade Tecnológica Federal do Paraná – *Campus Londrina*. O reator foi construído em acrílico com formato cilíndrico, com volume total de 2,27 L e volume útil de 1,62 L. No seu interior foram fixadas quatro estruturas cilíndricas de espuma de poliuretano utilizadas como material suporte, que juntas representaram 0,45 L do volume total. O volume de lodo dentro do reator ocupou 0,20 L do volume total correspondendo aproximadamente a 10% do volume, como indicado por Van Haandel e Lettinga (1994).

O efluente utilizado durante o experimento para alimentar o sistema foi proveniente de uma indústria de processamento de leite que produz leites, queijos e iogurtes, situada na região norte do Estado do Paraná. O efluente foi coletado quinzenalmente após o flotador da estação de tratamento da própria indústria, sendo acondicionado em galões e armazenado em geladeira (4°C) para preservar suas características até a utilização.

O sistema foi operado a temperatura ambiente, com fluxo contínuo e sob aeração contínua, onde foram trabalhadas duas fases experimentais com dois tempos de detenção hidráulico (TDH) aplicados ao sistema, sendo a fase I operada com um TDH de 24 horas e a fase II com um TDH de 16 horas. A carga orgânica volumétrica (COV) durante todo o período experimental foi de $0,6 \text{ kg.DQO}_T \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{dia}^{-1}$.

O sistema de tratamento foi monitorado por meio de análises físico-químicas, sendo essas realizadas tanto no afluente quanto no efluente do sistema seguindo as metodologias descritas no Standard Methods for Examination of Water and Wastewater (APHA, 2012). As análises de pH, alcalinidade, Demanda Química de Oxigênio (DQO), Sólidos Totais (ST), Sólidos Totais Fixos (STF), Sólidos Totais Voláteis (STV) e nitrogênio amoniacal (N-NH_4^+) foram realizadas no laboratório de Hidráulica da Universidade Tecnológica Federal do Paraná - *Campus Londrina*, já as análises de nitrito (N-NO_2^-), nitrato (N-NO_3^-) e Nitrogênio Kjeldahl Total (NKT) foram realizadas no laboratório de Hidráulica e Saneamento da Universidade Estadual de Londrina.

O controle de pH e alcalinidade foram realizados por meio de adição de bicarbonato de sódio (NaHCO_3), onde media-se o pH e acrescentava a quantidade de NaHCO_3 para manter o pH em torno de 7, após isso media-se o pH novamente. No entanto, com o intuito de reduzir custos operacionais e testar a funcionalidade do sistema, na Fase II a quantidade adicionada foi reduzida.

Para calcular as eficiências de remoção de NKT, DQO, ST, STF e STV foram levadas em consideração as concentrações afluente e efluente dos respectivos parâmetros. Os percentuais de desnitrificação, de remoção de Nitrogênio Total (NT) e remoção de NKT foram calculados utilizando as equações propostas no trabalho de Barana et al. (2013). O teste de hipótese teste t-Student, foi utilizado para análise estatística com um nível de significância $\alpha = 0,05$ ($p\text{-valor} < 0,05$), para amostras dependentes. Foi utilizado software livre Bioestat 5.0 para realizar as referidas análises.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os valores de pH afluentes diferiram estatisticamente entre as fases I e II, sendo $7,0 \pm 0,3$ e $6,6 \pm 0,7$ respectivamente. Já os pH de saída foram semelhantes estatisticamente e superiores aos de entrada em ambas as fases $8,3 \pm 0,3$ para fase I e $8,4 \pm 0,3$ para a fase II. A alcalinidade também apresentou um aumento do afluente para o efluente, sendo de $626 \pm 172 \text{ mg.CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ para $653 \pm 107 \text{ mg.CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ na Fase I, e $470 \pm 178 \text{ mg.CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$

¹ para $602 \pm 153 \text{ mg.CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ para a Fase II. Esse aumento da alcalinidade em ambas as fases pode estar relacionado ao que Speece (1996) descreveu, onde o aumento da alcalinidade na mesma proporção que a liberação de amônia é resultado da biodegradação de compostos nitrogenados orgânicos em sistemas aeróbicos ou anaeróbicos. Além disso, pode estar associado ainda a geração de alcalinidade pelo processo de desnitrificação e pelo processo de amonificação como pode ser observado no trabalho de Moura et al. (2018).

Os resultados das concentrações médias afluentes e efluentes para DQO_T e NKT, bem como as eficiências de remoção desses parâmetros são apresentados na Tabela 1.

Tabela 1 – Concentrações médias afluentes, efluentes e percentual de remoção de DQO_T e NKT obtidos nas fases trabalhadas.

Fase	$\text{DQO}_T \text{ (mg.L}^{-1}\text{)}$		$\text{NKT (mg.L}^{-1}\text{)}$		Eficiência de Remoção (%)	
	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	DQO_T	NKT
I	598 ± 107	32 ± 16	$28,5 \pm 11,4$	$9,1 \pm 5,4$	95 ± 3^a	73 ± 15^a
II	556 ± 179	37 ± 28	$29,9 \pm 8,7$	$6,1 \pm 4,5$	93 ± 5^a	79 ± 16^a

Nota¹: Letras iguais nas colunas resultam em equivalência estatística dos valores ao nível de 5% de significância.

Fonte: Autoria própria.

Mesmo com a redução do TDH as remoções de DQO_T foram superiores a 93%, portanto, não influenciando na remoção de matéria orgânica. Uma possível explicação para esse fato pode estar associada com maior atividade das bactérias heterotróficas sob condições aeróbicas, as quais são responsáveis pela degradação da matéria orgânica. Essa explicação corrobora com os resultados obtidos por Wosiack et al. (2015) onde obtiveram que a atividade das bactérias heterotróficas é maior nos períodos de aeração.

Fazendo uma analogia entre os resultados obtidos no presente trabalho e com os resultados do trabalho de Moura et al. (2012), observou-se que os autores obtiveram remoções de DQO superiores a 85% utilizando um reator de leito estruturado operado em diferentes TDH para tratar efluente sintético.

Houve equivalência estatística entre as médias de remoção de NKT das duas fases. Entretanto, a fase II foi a que apresentou a maior remoção de NKT, uma possível explicação para esse resultado pode ser pela melhor adaptação das bactérias nitrificantes no sistema, visto que a condição de aeração foi a mesma, mas a Fase II

sucedeu a Fase I. Outra possível hipótese, está relacionada ao valor de pH afluente, onde o pH mais alto (Fase I) favorece a formação de amônia livre, que em elevadas concentrações interfere no processo de nitrificação (Anthonisen et al., 1976).

Na Tabela 2 pode-se visualizar os resultados das concentrações de N-NH_4^+ , N-NO_2^- e N-NO_3^- , bem como as eficiências de desnitrificação e de remoção de NT.

Tabela 2 - Concentrações de N-NH_4^+ , N-NO_2^- e N-NO_3^- e eficiência de desnitrificação e de remoção de NT obtidos em ambas as fases.

Fase	N-NH_4^+ (mg.L^{-1})		N-NO_2^- (mg.L^{-1})	N-NO_3^- (mg.L^{-1})	Eficiência (%)	
	Afluente	Efluente	Efluente	Efluente	Desnitrificação	Remoção de NT
I	5,9±6,6	0±0	0,13±0,09	6,9±4,3	82±24 ^a	56±16 ^a
II	3,8±5,0	2,2±3,6	0,4±0,3	5,0±2,5	78±12 ^a	62±9 ^b

Nota¹: Letras iguais nas colunas resultam em equivalência estatística dos valores ao nível de 5% de significância.

Fonte: Autoria própria.

Observando a Tabela 2, nota-se que para a remoção de NT houve diferença significativa nas fases trabalhadas, no entanto, a fase II apresentou maior eficiência mesmo o sistema sendo aerado de forma contínua. De acordo com Luciano et al. (2012) essa remoção do NT do sistema pode estar associada a existência de regiões anóxicas no interior das espumas de poliuretano utilizados para imobilizar a biomassa, em virtude da penetração limitada de Oxigênio Dissolvido (OD) no biofilme. Nestas zonas anóxicas, pode ter ocorrido desnitrificação heterotrófica devido à ausência de oxigênio livre.

Os resultados das concentrações médias afluentes e efluentes da série de sólidos, bem como a remoção de sólidos no sistema podem ser observados na Tabela 3.

Tabela 3 - Concentrações de ST, STF e STV, bem como a eficiência de remoção de sólidos obtidos em ambas as fases.

Fase	ST (mg.L^{-1})		STF (mg.L^{-1})		STV (mg.L^{-1})		Eficiência de Remoção de (%)	
	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	ST	STV
I	2017±204	1737±179	1393±239	1410±183	624±177	328±93	14±6 ^a	46±15 ^a
II	1704±222	1349±234	1268±223	1217±207	436±131	132±95	20±18 ^a	69±21 ^b

Nota¹: Letras iguais nas colunas resultam em equivalência estatística dos valores ao nível de 5% de significância.

Fonte: Autoria própria.

A partir dos resultados da Tabela 3, nota-se que houve remoção de sólidos em

ambas as fases trabalhadas. As médias de remoção de ST foram semelhantes estatisticamente, o que mostra que o sistema é estável e não perde a capacidade de reter sólidos mesmo com a redução do TDH, pelo contrário, houve um leve aumento na retenção de sólidos. Entretanto, as médias de remoção de STV diferiram entre si, onde a Fase II apresentou melhor remoção. Ainda, os reatores de leito fixo proporcionam o aumento do tempo de retenção de sólidos (TRSs), e isso favorece o desenvolvimento de microrganismos autotróficos, como por exemplo, os nitrificantes e anammox, que apresentam taxas de crescimento específicas menores que às dos microrganismos heterotróficos aeróbios (Metcalf e Eddy, 2003).

CONCLUSÕES ou CONSIDERAÇÕES FINAIS

Com base nos resultados, pode-se concluir que o reator de leito fixo operado sob aeração contínua é eficaz na remoção simultânea de matéria orgânica e nitrogênio de efluentes de processamento de leite. O TDH em que o sistema apresentou a maior eficiência foi de 16h. Onde apresentou maiores remoções NT ($62\pm 9\%$), NKT ($79\pm 16\%$), e sólidos ($20\pm 18\%$ para ST e $69\pm 21\%$ para STV). A remoção de DQO foi muito próxima para as duas fases, sendo $95\pm 3\%$ na Fase I e $93\pm 5\%$ na Fase II.

Sendo assim, o reator de leito fixo mostra-se uma alternativa para reduzir custos operacionais e de construção, pois foram obtidas eficiências na remoção simultânea de matéria orgânica e nitrogênio em uma única unidade mesmo o sistema sendo aerado de forma contínua.

AGRADECIMENTOS

Este estudo foi financiado pela Fundação Araucária juntamente com a Pró-reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação da Universidade Tecnológica Federal do Paraná-Campus Londrina (UTFPR-PROPPG).

REFERÊNCIAS

ALI, M.; SREEKRISHNAN, T. R. Aquatic toxicity from pulp and paper mill effluents: a review. **Advances in environmental research**, v. 5, n. 2, p. 175-196, 2001.

ANDRADE, L. H. et al. Reuse of dairy wastewater treated by membrane bioreactor and nanofiltration: technical and economic feasibility. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**, v. 32, n. 3, p. 735-747, 2015.

ANTHONISEN, A. C. et al. Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid. **Journal (Water Pollution Control Federation)**, p. 835-852, 1976.

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**, v. 1, n. 3, p. 453-459, 2013.

CORREA, C. Z. et al. Nitrification/denitrification of real municipal wastewater in an intermittently aerated structured bed reactor. **Journal of Water Process Engineering**, v. 23, p. 134-141, 2018.

ERKAN, H. S. et al. Application of submerged membrane bioreactor technology for the treatment of high strength dairy wastewater. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**, v. 35, n. 1, p. 91-100, 2018.

FRASER, D. S. et al. Toxicity of pulp and paper solid organic waste constituents to soil organisms. **Chemosphere**, v. 74, n. 5, p. 660-668, 2009.

GOH, P. S.; ISMAIL, A. F. A review on inorganic membranes for desalination and

wastewater treatment. **Desalination**, v. 434, p. 60-80, 2018.

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Produção da Pecuária Municipal 2016**. 2017.

KAMALI, M.; KHODAPARAST, Z. Review on recent developments on pulp and paper mill wastewater treatment. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 114, p. 326-342, 2015.

KUSHWAHA, J. P. et al. An overview of various technologies for the treatment of dairy wastewaters. **Critical reviews in food science and nutrition**, v. 51, n. 5, p. 442-452, 2011.

LUCIANO, A. et al. An integrated wastewater treatment system using a BAS reactor with biomass attached to tubular supports. **Journal of environmental management**, v. 113, p. 51-60, 2012.

Metcalf & Eddy. Wastewater engineering: treatment and reuse. **International Edition**. **McGrawHill**, v. 4, p. 361-411, New York, 2003.

MOURA, R. B. et al. Carbon-nitrogen removal in a structured-bed reactor (SBRRIA) treating sewage: Operating conditions and metabolic perspectives. **Journal of environmental management**, v. 224, p. 19-28, 2018.

MOURA, R. B. et al. Nitrogen and carbon removal from synthetic wastewater in a vertical structured-bed reactor under intermittent aeration. **Journal of environmental management**, v. 98, p. 163-167, 2012.

MUDAKKAR, S. R. et al. Energy for economic growth, industrialization, environment and natural resources: living with just enough. **Renewable and Sustainable Energy**

Reviews, v. 25, p. 580-595, 2013.

OLVERA, R. C. et al. Review of nanotechnology value chain for water treatment applications in Mexico. **Resource-Efficient Technologies**, v. 3, n. 1, p. 1-11, 2017.

RAHIMI, Y. et al. Optimizing aeration rates for minimizing membrane fouling and its effect on sludge characteristics in a moving bed membrane bioreactor. **Journal of hazardous materials**, v. 186, n. 2-3, p. 1097-1102, 2011.

REDDY, A. V. B. et al. Polychlorinated biphenyls (PCBs) in the environment: Recent updates on sampling, pretreatment, cleanup technologies and their analysis. **Chemical Engineering Journal**, 2018.

SPEECE, R. E. **Anaerobic Biotechnology for Industrial Wastewaters**. Archae Press, Tennessee, Nashville (1996).

TORTAJADA, C.; BISWAS, A. K. Achieving universal access to clean water and sanitation in an era of water scarcity: strengthening contributions from academia. **Current opinion in environmental sustainability**, v. 34, p. 21-25, 2018.

VAN HAANDEL, A. C.; LETTINGA, G. **Anaerobic sewage treatment: a practical guide for regions with a hot climate**. John Wiley & Sons, 1994.

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**, v. 154, p. 145-150, 2015.

XIAOMING, F. et al. Linking water research with the sustainability of the human–natural system. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 33, p. 99-103, 2018.

ZHANG, L. et al. Understanding the impacts of climate and landuse change on water yield. **CurrentOpinion in Environmental Sustainability**, v. 33, p. 167-174, 2018.