



CARACTERIZAÇÃO DE EFLUENTES DE LATICÍNIO E AVALIAÇÃO DA TRATABILIDADE COM DIFERENTES TEMPOS DE DETENÇÃO HIDRAÚLICA

Tânia Galavote¹

Ana Carolina Magris Pádua¹

Nelson Rubens Nascimento Del'Antonio²

RESUMO

O objetivo deste trabalho foi caracterizar um efluente de uma indústria de laticínios, bem como comparar a tratabilidade desse efluente com dois tempos de detenção hidráulica (TDH)'s distintos. A indústria está localizada na região da Grande Vitória, no estado do Espírito Santo, Brasil. O sistema de tratamento adotado consistiu em lodos ativados de aeração prolongada de fluxo intermitente em escala laboratorial, com TDH's de 22 horas e 46 horas. O efluente bruto foi caracterizado pelos parâmetros Demanda Química de Oxigênio (DQO), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO_{5,20}), Turbidez, Potencial hidrogeniônico (pH), Fósforo total (P_{Total}), Nitrogênio total (N_{Total}) e série sólidos e, o efluente tratado, pelos parâmetros DQO, DBO_{5,20}, Turbidez e pH. Durante o experimento avaliou-se o desempenho do tratamento nos dois reatores, onde foram comparadas as características do efluente tratado com o efluente bruto e a legislação acerca dos padrões de lançamento de efluentes e classificação de corpos d'água. Os dois reatores obtiveram resultados satisfatórios, com atendimento à legislação. Entretanto, a eficiência do reator de 46h foi superior ao reator de 22h em cerca de 5% para DQO e 3% para DBO_{5,20}, enquanto o percentual de eficiência de remoção da turbidez foi de 97% no reator de 46h e 87% no reator de 22h, demonstrando que o efluente apresentou bom potencial de tratamento utilizando os parâmetros operacionais testados.

Palavras-chave: Efluente Tratado, Carga Orgânica; Lodos Ativados.

ABSTRACT

Characterization of dairy wastewater and evaluation of the treatability with different hydraulic detention times. This article's main goal was to characterize dairy industry wastewater generated and compare effluent treatability with two hydraulic detention times (HDT)'s. The industry is located in Brazil's Great Vitória Metropolitan Region Espírito Santo state. The treatment consists of an activated sludge system with prolonged aeration and continuous flux with Two reactors with HDT of 22 hours and 46 hours. The dairy wastewater was characterized by parameters such as chemical oxygen demand (COD), biochemical oxygen demand (BOD), turbidity, hydrogenic potential (pH), total phosphorus, total nitrogen (NTK), and solids total, and the treated wastewater by COD, BOD, turbidity, and pH. During the experiment, the performance of the two reactors was evaluated, and the characteristics of the dairy wastewater were compared with the treated wastewater and legislation about the effluent launch standard and classification of rivers. The reactors obtained satisfactory results, in compliance with legislation. However, the efficiency of the 46h-reactor was higher than the 22h-reactor: 5% more for COD and 3% for BOD. In comparison, the removal efficiency of the turbidity was 97% for 46h-reactor and 87% for 22h-reactor, demonstrating that

1 Centro Universitário FAESA, Vitória, ES, Brasil. E-mail para correspondência: galavotetania@gmail.com

2 Instituto Federal do Espírito Santo, Campus de Ibatiba, Ibatiba, ES, Brasil.

the effluent has good treating potential when using the tested operational parameters.

Keywords: Treated Wastewater; Organic Load; Activated Sludge.

INTRODUÇÃO

De acordo com o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) foram beneficiados cerca de 25 bilhões de litros de leite no Brasil em 2019 (IBGE, 2020). No processo de produção do leite geram-se entre 6 L e 10 L de águas residuárias a cada litro de leite processado (Verma e Singh, 2017), geralmente originárias das atividades de beneficiamento de leite, da limpeza de utensílios e do local (Castro et al., 2017; Lach et al., 2020). Além disso, as águas residuárias geradas são grandes fontes de poluição devido ao seu alto teor de matéria orgânica (MO) (Azzolini e Fabro, 2012). Farizoglu e Uzuner (2011), por exemplo, mencionam teores de MO altíssimos com DBO e DQO da ordem de 6000 mg.L⁻¹ e 9000 mg.L⁻¹, respectivamente. Quando um efluente com essas características é lançado no corpo hídrico, a MO é degradada pelos microrganismos causando redução dos níveis de oxigênio dissolvido (OD) que, conseqüentemente, atinge a comunidade aquática e se torna seletiva para determinadas espécies (Von Sperling, 2014).

Dessa forma, para evitar que um efluente com essas características cause o esgotamento do OD no corpo hídrico é necessário utilizar um sistema de tratamento eficiente, como por exemplo os lodos ativados (Jordão e Pessôa, 2005; Meunier et al., 2016). O sistema de lodos ativados pode ser dividido, quanto à idade do lodo, em convencional e aeração prolongada, sendo o sistema convencional caracterizado pelo tempo de detenção hidráulica (TDH) entre 6 a 8 h e o sistema de aeração prolonga entre 16 a 24 h (Von Sperling, 2012). Entretanto, alguns autores como Marañón et al. (2008), Porwal et al. (2015), Wang e Wang (2014) aumentaram a eficiência de remoção da MO, aumentando também o TDH.

Porwal et al. (2015), por exemplo, investigou a biodegradação de efluentes lácteos por meio de isolados microbianos aeróbicos com período de aeração de 48 horas e obteve eficiências de remoção de DBO_{5,20} e DQO em torno de 90%. Já Marañón et al. (2008) e Wang e Wang (2014) estudaram os efeitos do prolongamento do TDH no tratamento de águas residuais de coque e efluentes industriais, respectivamente. As duas pesquisas comprovaram que o aumento do TDH foi benéfico para aumentar os percentuais de eficiência de remoção da DQO.

Além disso, diferentemente de esgotos sanitários que apresentam características uniformes, os despejos industriais necessitam de estudos aprofundados para o seu melhor conhecimento e, nesse contexto, os ensaios de tratabilidade são essenciais pois indicam métodos de tratamento e parâmetros de projeto (Cavalcanti, 2009). No que diz respeito às águas residuárias lácteas, esses ensaios são muitos utilizados para obtenção de parâmetros no tratamento (Marañón et al., 2008; Meunier et al., 2016; Balasubramanian et al., 2018). Dessa forma, o objetivo deste trabalho é caracterizar a água residuária de uma indústria de laticínio, bem como comparar a tratabilidade em dois reatores em escala laboratorial com TDH's de 22h e 46h.

MATERIAL E MÉTODOS

Essa pesquisa foi realizada no laboratório de biologia do Centro Universitário FAESA e conduzida entre os meses de junho e agosto de 2018. Para realização da mesma, o método de simulação em escala

laboratorial do processo de lodos ativados foi escolhido devido a sua importância para a determinação de parâmetros cinéticos (Cavalcanti, 2009) e menor custo, em comparação a escala real, por constituir-se de materiais simples (Figura 1a) como: reator de acrílico, com capacidade volumétrica de 4L; compressor de ar, modelo α -9000 AIR PUMP; mangueiras de silicone para aquário; pedras porosas de aquário; válvulas de controle de ar; e um decantador, confeccionado a partir de garrafa Polietileno tereftalato (PET), pinça de Mohr e tubo de látex.

O efluente bruto foi coletado em um laticínio localizado no município de Viana, estado do Espírito Santo. Na ocasião da coleta, a indústria beneficiava 1600 L de leite, produzindo queijo frescal e massa para requeijão. Além disso, é importante ressaltar que a indústria reaproveita grande parte do soro, resultante do processo produtivo, para fabricação de bebida láctea. Foram coletados 10 L de efluente a cada meia hora, totalizando 120 L que foram dispostos em um único recipiente, como mostrado na figura 1b. Após a homogeneização o efluente foi armazenado em frascos com capacidade de 2 L e acondicionados a uma temperatura de 4°C, como o indicado por Feng et al. (2020).

O lodo inoculado foi obtido em uma estação de tratamento de esgotos domésticos (ETE), como o indicado por (Kushwaha et al., 2013), sendo distribuído entre os dois reatores que operaram na modalidade aeração prolongada, com tempo de detenção hidráulica de 22 h e 46 h e tempo de sedimentação de 1,5 h para ambos. Em casos como esse, onde o efluente de origem da biomassa não possui as mesmas características do efluente a ser tratado, é necessário um período de aclimação para manter a boa eficiência (Silva Filho et al., 2015). Dessa forma, foram considerados 5 ciclos em cada reator para a aclimação do lodo.



Figura 1. (a) Constituição do sistema piloto e (b) coleta do efluente na indústria.

A caracterização do efluente bruto ocorreu através da análise dos parâmetros DQO, $DBO_{5,20}$, P_{Total} , N_{Total} , pH, Turbidez, sólidos totais (ST), sólidos suspensos totais (SST), sólidos dissolvidos totais (SDT), sólidos suspensos voláteis (SSV), sólidos suspensos fixos (SSF), sólidos dissolvidos voláteis (SDV) e sólidos dissolvidos fixos (SDF), enquanto as análises do efluente tratado deram-se pelos parâmetros DQO, $DBO_{5,20}$ e Turbidez. Os resultados das análises foram tratados por meio da estatística descritiva e reportados através da média aritmética, desvio padrão e elaboração de gráficos temporais utilizando o software Excel.

Realizou-se também a análise de cloro residual no efluente bruto através do método colorimétrico utilizado para piscinas e poços. Segundo Tortora et al. (2012), o cloro residual influencia o crescimento microbiano e conseqüentemente a análise do parâmetro $DBO_{5,20}$, desse modo, a análise de cloro residual foi necessária, uma vez que a indústria utilizou água clorada para desinfecção de fôrmas utilizadas no processo

produtivo. Os outros parâmetros físico-químicos foram determinados conforme o Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (Apha, 2012), também utilizado em diversas pesquisas (Castro et al., 2017; Oliveira et al., 2018; Lach et al., 2020), e o acondicionamento e transporte das amostras foram realizados conforme o indicado no NBR 9898/1987 (ABNT, 1987).

Para ambos os reatores, o teor de ST manteve-se entre 8.000 e 12.000 mg.L⁻¹ e a relação alimento/microrganismo (A/M) entre 0,30 e 0,49 kgDQO (kgSSV.d)⁻¹ para SSV. O pH do efluente de entrada foi ajustado, quando necessário, com ácido sulfúrico e hidróxido de sódio entre 6,5 e 7,5 (Meunier et al., 2016) e ajustou-se o OD dentro dos reatores entre 2 mg.L⁻¹ e 5 mg.L⁻¹ (Von Sperling, 2012; Reis e Kempka, 2015). A temperatura no local de realização do experimento foi monitorada, sendo essa aferida três vezes ao dia ao longo de 10 ciclos de tratamento.

Durante os ciclos de operação dos reatores biológicos, realizou-se a observação do lodo em microscópio óptico a cada 2 ciclos, utilizando uma pipeta Pasteur para coleta de uma pequena amostra do reator e, em seguida, despejando uma gota em uma lâmina e cobrindo com uma lamínula 10 x 10 mm. O lodo foi observado em um microscópio óptico trinocular, modelo Solaris-T da marca Beleng®, acoplado a um conversor ótico digital que permitiu a captura das imagens do lodo.

Além disso, o parâmetro DQO foi utilizado para comparar se existiam diferenças significativas na eficiência de tratamento entre os dois reatores. Para isso, foi utilizado o teste t Student que avalia as diferenças entre as médias de dois grupos (Bussab e Morettin, 2017), entretanto aplicou-se primeiramente o teste de Shapiro Wilk para confirmar se os dados de DQO dos dois reatores possuíam uma distribuição normal. Assim, foram consideradas as seguintes hipóteses:

- $H_0: \mu_{(\text{reator de 22h})} = \mu_{(\text{reator de 46h})}$, indica que os dois reatores possuem eficiência de remoção da DQO semelhantes, com um nível de confiança de 95%.
- $H_1: \mu_{(\text{reator de 22h})} \neq \mu_{(\text{reator de 46h})}$, indica que não existe semelhança entre os dois reatores.

Os parâmetros DQO e Turbidez do efluente tratado também foram correlacionados com o intuito de apontar a equação da reta de correlação linear e o coeficiente de determinação, importante na avaliação da qualidade do ajuste entre os parâmetros. Além disso, aplicou-se também um teste de regressão linear simples para verificar o nível de significância estatística dessa regressão (Bussab e Morettin, 2017). Para isso foram consideradas duas hipóteses, onde β representa o coeficiente angular da reta:

- $H_0: \beta = 0$, indica que a regressão não é verdadeira, com um nível de confiança de 95%.
- $H_1: \beta \neq 0$, indica que a regressão existe.

Para mais, relacionaram-se os resultados físico-químicos com a legislação vigente, referente ao descarte de efluentes em corpos d'água, mediante a regulamentação do Conselho Nacional de Meio Ambiente (Conama) 357/2005 e 430/2011 (Brasil, 2005; 2011), como o indicado por (Castro et al., 2017).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

As características do efluente bruto são apresentadas na tabela 1. A quantidade de MO obtida foi

considerável e típica desse tipo de efluente. A título de exemplo, estudos como os de Khalaf et al. (2021), Abali et al. (2022) e Boavida-Dias et al. (2022), indicam valores de caracterização para a DQO de 5440 mg.L⁻¹, 5000 mg.L⁻¹ e 6686 mg.L⁻¹, respectivamente. Assim como indicado pelo **Regional Activity Center for Sustainable Consumption and Production** (2002), quando existe recuperação do soro no processo produtivo, que é o caso da indústria objeto de estudo.

Tabela 1. Caracterização do efluente bruto.

Parâmetro	Unidade	Número de Amostras (n)	Média	Desvio Padrão
DQO	mg.L ⁻¹	5	6586	438
DBO ₅	mg.L ⁻¹	5	1587	792
P _{Total}	mg.L ⁻¹	5	34	2
N _{Total}	mg.L ⁻¹	5	119	6
pH (23°C - 26°C)		10	6,6	0,1
Turbidez	NTU	10	981	133

A relação de biodegradabilidade (DBO_{5,20}/DQO) obtida foi baixa, apenas 24%, inferior a obtida por Porwal et al. (2015), que também utilizaram a modalidade aeração prolongada para tratamento de efluentes lácteos. No caso em que a relação de biodegradabilidade é baixa, a literatura não indica tratamento por método biológico (Von Speling, 2012). Entretanto, manteve-se o objetivo do trabalho de tratar o efluente pelo sistema biológico de lodos ativados em TDH diferentes, no intuito de verificar a capacidade dos microrganismos de degradar a MO nessas condições.

Dentre os fatores que podem influenciar essa baixa relação de biodegradabilidade estão os produtos beneficiados na ocasião da coleta, como queijo e requeijão que geram grandes quantidades de soro (Maganha, 2006), subproduto este de aspecto amarelo esverdeado e originário principalmente da fabricação de queijo (Daufin et al., 1998; Carvalho et al., 2013). Assim, mesmo empregando técnicas para a recuperação do soro, frações deste material acabam chegando ao efluente bruto, aspecto este percebido na ocasião de coleta, quando em alguns momentos o efluente assumia característica amarela esverdeada, indicando presença de soro.

As frações sólidas do soro de queijo são constituídas por 70-75% lactose e 10-15% de proteínas queijo (Mohebrad et al., 2019). As proteínas do soro se dividem em majoritárias e minoritárias, as majoritárias como β-lactoglobina, α-lactoalbumina, albumina do soro bovino imunoglobina, entre outras, estão presentes nas águas residuárias (Pelegrine e Gasparetto, 2005) e são moléculas grandes, com peso molecular da ordem de kDa (Haraguchi et al., 2006).

Moléculas complexas como essas, não são utilizadas diretamente pelas bactérias, pois estão na forma não solúvel (Tortora et al., 2012), devendo primeiramente ser convertidas pelo mecanismo de hidrólise em compostos assimiláveis pelos microrganismos. Assim, apesar desse processo não envolver utilização de energia, ele resulta em uma demora no consumo de matéria orgânica (Von Speling, 2014). Portanto, possivelmente as bactérias presentes na degradação do efluente bruto do teste de DBO_{5,20} tiveram dificuldades ao decompor a MO presente na amostra. Diferentemente das bactérias presentes no reator

que estavam adaptadas ao efluente e, por isso, foram obtidos consideráveis percentuais de remoção, como será visto a adiante. Assim, a baixa relação de biodegradabilidade se deve possivelmente à fração de MO de biodegradação lenta presente no efluente bruto.

Os valores de P_{Total} e N_{Total} estão em conformidade com o encontrado por Farizoglu e Uzuner (2011), além disso a relação DBO:N:P de 100:7:2 indicou a existência de concentrações adequadas de nutrientes para o crescimento microbiano nos reatores (Von Sperling, 2012), não havendo necessidade de dosar nutrientes durante os ciclos. O pH se manteve próximo a neutralidade durante o período de experimentação, com média de 6,6. Segundo Maganha (2006) o pH é praticamente neutro, mas tende a acidificar devido ao uso de ácido no procedimento *clean in place* (CIP), fermentação láctea dos resíduos e sua posterior conversão em ácido lácteo. Não foi detectado cloro residual no efluente bruto, análise essa importante pelo fato deste interferir na ação enzimática e, conseqüentemente, no metabolismo dos microrganismos. O cloro penetra na célula e reage com as enzimas, complexos proteicos que funcionam como catalisadores orgânicos em reações químicas dos microrganismos (Jordão e Pessoa, 2005).

De acordo com Maganha (2006), os efluentes de laticínios possuem altos teores de substâncias orgânicas, óleos e graxas (devido a composição do leite) e, por esse motivo, são caracterizados pela presença de sólidos suspensos, MO representada na forma de DQO e DBO e odor característico. Todas essas características influenciaram a turbidez média do efluente, que variou em torno de 981 NTU, indicando grande quantidade de sólidos suspensos no efluente.

A distribuição de sólidos está apresentada na figura 2. A parcela suspensa e dissolvida corrobora com o encontrado por Sivrioğlu e Yonar (2015), e Aghili et al. (2016), respectivamente. Entretanto, observa-se que a parcela dissolvida foi superior a suspensa e cerca de 87,4% dos sólidos presentes no efluente bruto estavam no estado dissolvido.

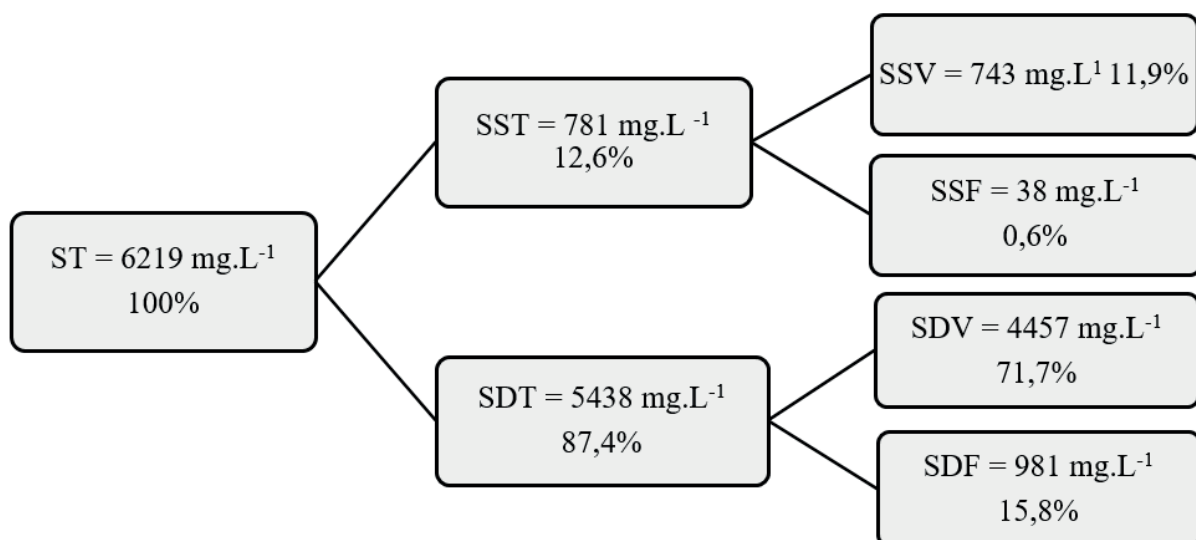


Figura 2. Caracterização dos sólidos no efluente bruto.

A fração volátil, que corresponde a soma dos SSV e SDV foi significativa, com um percentual de 83,6%, em contrapartida com a parcela mineral, correspondente a soma dos SSF e SDF, onde obteve-se apenas 16,4%. Esse resultado indica que o efluente bruto possui grande quantidade de matéria orgânica

e endossa a possibilidade de o tratamento ser realizado por métodos biológicos, mesmo com relação de biodegradabilidade baixa.

Acrescente-se também que os percentuais de remoção de DQO e DBO obtidos neste trabalho foram considerados satisfatórios, comprovando a boa capacidade de remoção de MO biodegradável do sistema de lodos ativados de aeração prolongada, com adequado controle operacional. Para mais, a biomassa utilizada no experimento foi adaptada às características do efluente bruto por um período de aclimação. Assim, com a intuito de exemplificar a operação do sistema, a figura 3 apresenta o funcionamento do reator contendo o sistema de alimentação e o lodo responsável pela biodegradação da MO.



Figura 3. Exemplificação do sistema de lodos ativados em funcionamento.

Na tabela 2 estão apresentadas as características do efluente tratado nos reatores de 22h e 46h, com avaliação após os 10 ciclos de tratamento, sob os parâmetros de DQO, $DBO_{5,20}$, $DBO_{5,20}/DQO$, pH e Turbidez.

A concentração de DQO no efluente tratado variou entre 336 mg.L^{-1} e 655 mg.L^{-1} no reator de 22h e entre 216 mg.L^{-1} e 37 mg.L^{-1} no reator de 46h, enquanto a $DBO_{5,20}$ esteve entre 101 mg.L^{-1} e 36 mg.L^{-1} no reator de 22h e entre 31 mg.L^{-1} e 15 mg.L^{-1} no reator de 46h. Acrescenta-se também que os percentuais de remoção de MO obtidos nos dois reatores estão de acordo com o intervalo indicado por Von Sperling (2012) na modalidade de aeração prolongada.

Tabela 2. Caracterização do efluente tratado nos reatores de 22 h e 46 h.

Parâmetro	Unidade	Número de amostras (n)	Reator de 22 h		Reator de 46 h	
			Média	Desvio padrão	Média	Desvio padrão
DQO	mg.L^{-1}	10	465	115	138,7	68
$DBO_{5,20}$	mg.L^{-1}	5	71	25	24	5
$DBO_{5,20}/DQO$	%		15	-	17	-
pH (23-26 °C)	-	10	7,2	0,2	7,4	0,1
Turbidez	NTU	10	131	39	33	16

Além disso, observa-se que o reator de maior TDH foi mais eficiente, cerca de 5% e 3% na remoção de DQO e $DBO_{5,20}$, corroborando com o indicado por Kushwaha et al. (2013). Neste contexto, o teste t Student também confirmou diferenças significativas entre os dois reatores. No teste a hipótese nula (H_0) foi

rejeitada, pois p-valor é igual a 0,0001% e é menor que o valor de significância (5%). Logo, pode-se afirmar que o reator de 46h é mais eficiente que o reator de 22h.

Autores como Wang e Wang (2014) salientam que a ampliação do TDH contribui para um maior tempo de contato entre o lodo e a MO, resultando em melhor desempenho de remoção. Entretanto, maiores TDHs podem acarretar aspectos negativos, como maior consumo de energia devido ao maior tempo de aeração (Hirota et al., 2016), requerer tanques maiores e consequentemente maiores áreas (Von Sperling, 2012).

A relação de biodegradabilidade foi de 15% e 17% nos reatores de 22 h e 46 h respectivamente. Segundo Cavalcanti (2009), a relação de biodegradabilidade é mais baixa no efluente tratado, em comparação com o bruto, em virtude do acúmulo de produtos orgânicos não biodegradáveis durante a biooxidação. O pH de saída se manteve dentro faixa de 6,5 a 7,5 indicando boas condições de metabolização de MO pelos microrganismos (Cavalcanti, 2009), isso ocorre porque as vias metabólicas das células são determinadas por suas enzimas e cada enzima possui um pH ótimo, no qual seu rendimento é máximo, em contrapartida mudanças bruscas do pH causam a desnaturação das mesmas (Tortora et al., 2012).

A turbidez média de saída manteve-se por volta de 131 NTU no reator de 22h, com variação entre 89 NTU e 219 NTU, e 33 NTU no reator de 46h, com variação entre 58 NTU e 10 NTU. A eficiência média de remoção foi de 87% no reator de 22h e 97% no reator de 46h, resultado semelhante ao encontrado por Porwal et al. (2015), que alcançaram eficiências em torno de 99%, adotando um TDH de 48h. Isso se deve, possivelmente, à modalidade aeração prolongada que proporciona um tempo maior para que haja transformação da MO em suspensão em MO solúvel, degradada mais facilmente pelos microrganismos. Segundo Von Sperling (2014), a matéria orgânica lentamente biodegradável encontra-se na forma particulada sendo convertida na forma solúvel (rapidamente biodegradável) através de hidrólise. Outro ponto contribuinte foi a utilização de um decantador após a fase no reator, que auxiliou na retirada de sólidos em suspensão, tanto orgânicos como inorgânicos. Portanto, apresenta-se na Figura 4 o contraste entre o efluente bruto à esquerda, o efluente tratado do reator de 22h ao centro e o efluente tratado do reator de 46h à direita. Pode-se observar a boa aparência do clarificado do maior tempo de detenção hidráulica.

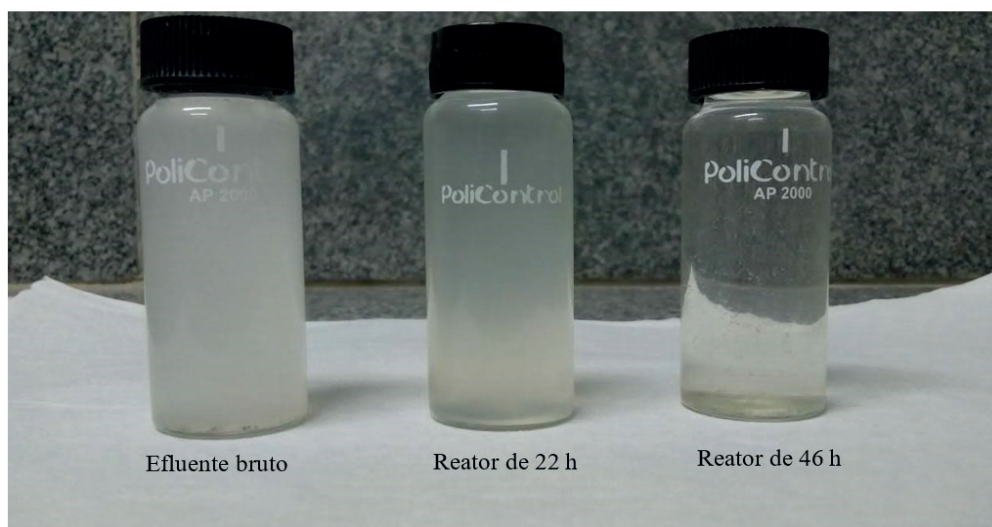


Figura 4. Comparação entre o efluente bruto e o clarificado no reator de 22 h e 46 h.

Para mais, comparou-se os resultados obtidos nos parâmetros $DBO_{5,20}$ e pH com o padrão exigido na Conama 430/2011 e turbidez com o exigido na Conama 357/2005, padrões esses essenciais para evitar danos ao meio ambiente. O parâmetro $DBO_{5,20}$, por exemplo, retrata de forma indireta o teor de MO no efluente tratado, que em altas concentrações esgota o OD do corpo hídrico, uma vez que os microrganismos o utilizam em seus processos de degradação da MO (Von Sperling, 2014). O pH é a medida de acidez e alcalinidade de uma água este portanto deve estar em níveis de neutralidade para preservar a vida aquática que é muito sensível às suas variações (Cavalcanti, 2009). Tratando-se da elevada turbidez, esta reduz a penetração de raios solares e, conseqüentemente, reduz a fotossíntese, um dos processos responsáveis pela oxidação do corpo hídrico (Silva et al., 2018).

Dessa forma, a figura 5 apresenta os valores de $DBO_{5,20}$ do efluente tratado ao longo dos ciclos nos reatores de 22h e 46h, e suas respectivas eficiências de remoção, comparados com o exigido na Conama 430/2011.

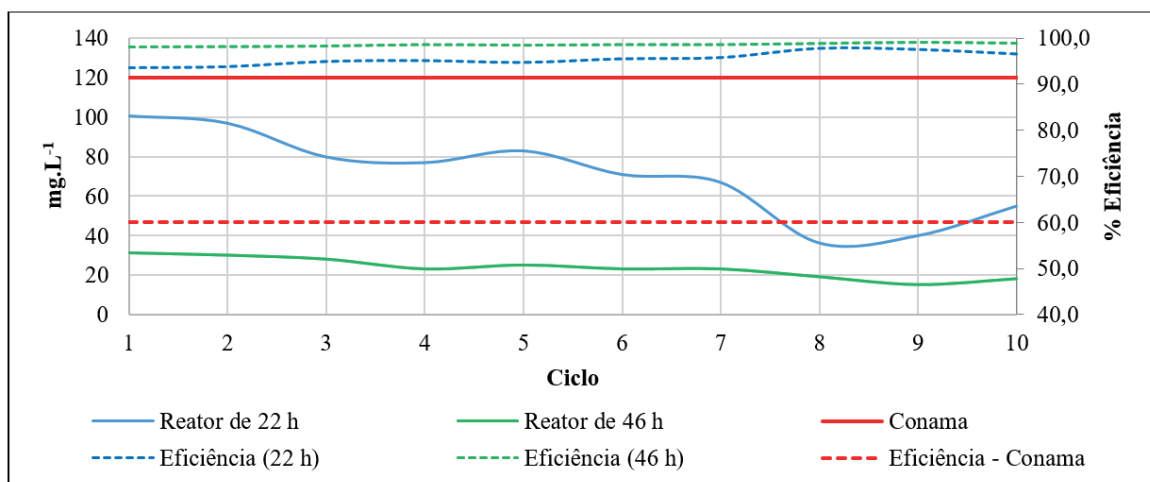


Figura 5. Comparação da eficiência de remoção da $DBO_{5,20}$ com o exigido na Conama 430/2011.

Os resultados obtidos, que podem ser observados na figura 5, encontram-se dentro do estabelecido pela Conama 430/2011, para o lançamento de efluentes de qualquer fonte poluidora (Brasil, 2011). A resolução estabelece uma remoção mínima de 60% para a concentração de $DBO_{5,20}$, padrão esse atendido para ambos os reatores, cujas eficiências estiveram acima de 94%. Além disso, comparou-se também com a concentração máxima, determinada na supracitada resolução, para o lançamento direto de efluentes sanitários, o qual estabelecido é de $120 mg.L^{-1} DBO_{5,20}$. Dessa forma, é possível concluir que mesmo o efluente possuindo características industriais e carga orgânica superior ao efluente sanitário, os resultados alcançados atendem o padrão para lançamento direto, apresentado concentrações médias de $DBO_{5,20}$, para o efluente tratado, de $78 mg.L^{-1}$ para o reator de 22 h e $25,2 mg.L^{-1}$ para o reator de 46 h.

Comparou-se também (Figura 6) os valores de pH do efluente tratado nos reatores, com o exigido na Conama 430/2011. Os valores estão em conformidade com o exigido pela legislação que determina um pH entre 5 e 9 para lançamento diretamente no corpo receptor (Brasil, 2011).

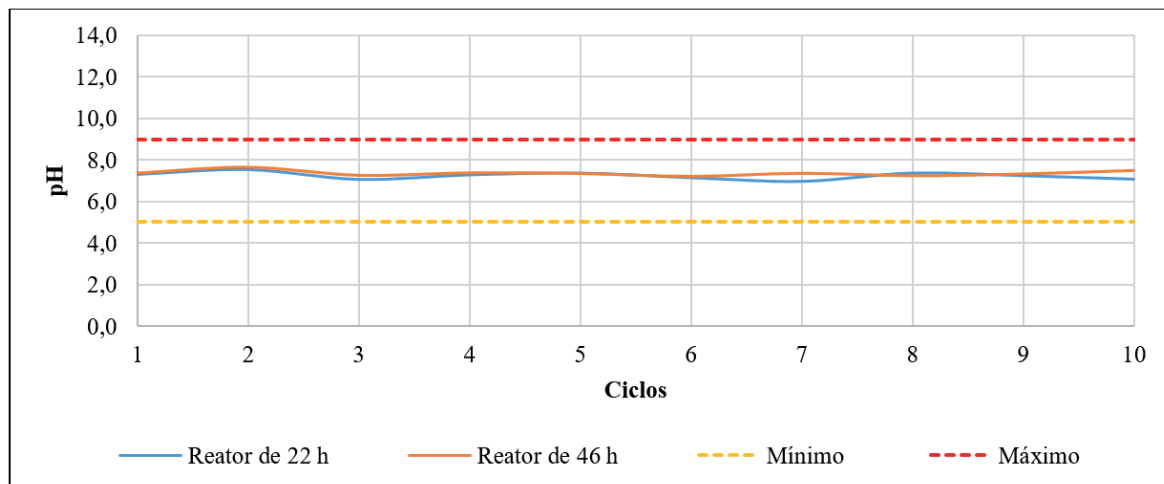


Figura 6. Comparação do parâmetro pH obtido no efluente tratado com a Conama 430/2011.

Para mais, confrontou-se os valores de turbidez obtidos com a Conama 357/2005 (Figura 7) que diz respeito à classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento.

O reator de 46 h obteve melhor desempenho no parâmetro turbidez, seu efluente estava com níveis de turbidez de águas classe I em maior parte dos ciclos, enquanto o reator de 22 h, na maior parte dos ciclos, obteve níveis de turbidez abaixo de águas classe II. As águas classe I são ótimas em qualidade e podem ser destinadas a usos como: abastecimento e consumo humano após tratamento simplificado; proteção as comunidades aquáticas e também as indígenas; recreação de contato primário e irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolva próxima ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película (Brasil, 2005).

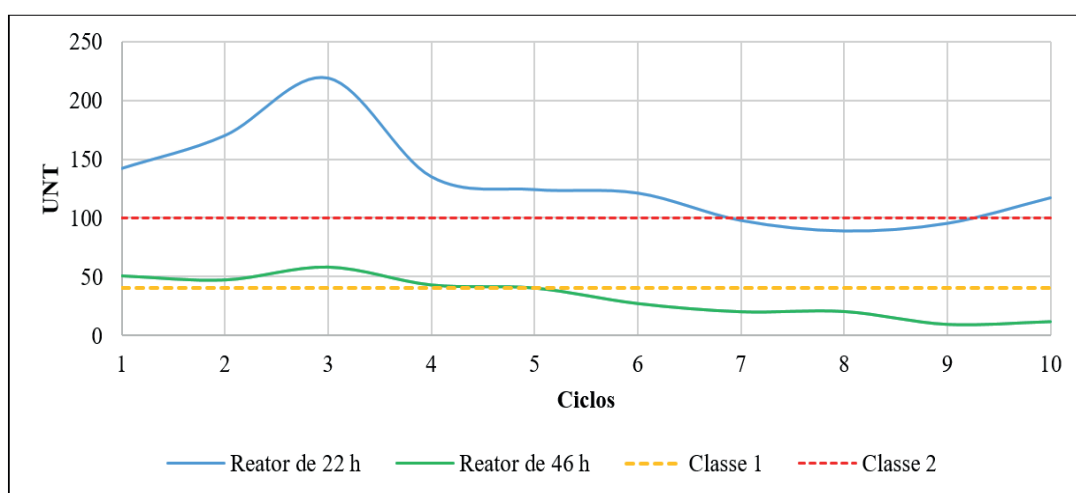


Figura 7. Comparação do parâmetro turbidez obtido no efluente tratado com a Conama 357/2005.

Ademais, identificou-se uma significativa relação entre Turbidez e a DQO do efluente tratado (Figura 8) no reator de 22 h (a) e no reator de 46 h (b), indicando a possibilidade de realizar a estimativa da concentração de DQO, que possui metodologia analítica mais complexa, cara e demorada, através do parâmetro turbidez muito mais barato e simples analiticamente.

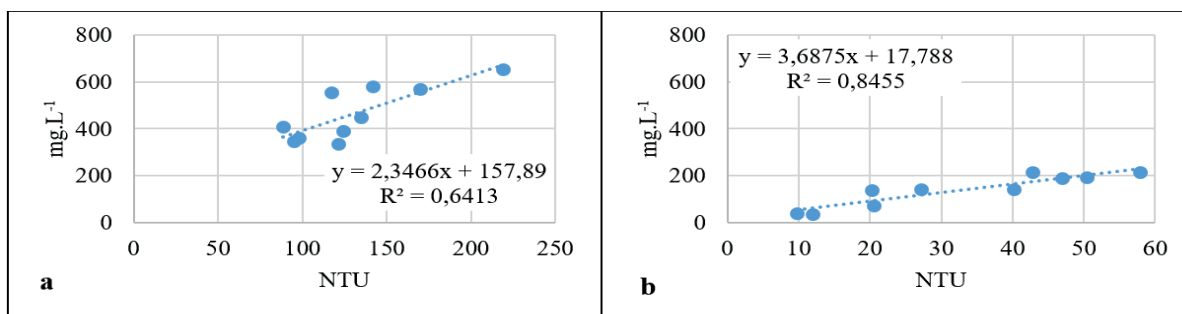


Figura 8. Gráficos de correlação entre os parâmetros turbidez e DQO de saída nos reatores de 22 h (a) e 46 h, respectivamente (b).

O coeficiente de determinação (R^2) obtido foi de 0,6413 e 0,8455, mostrando que cerca de 64% dos valores de DQO de saída podem ser justificados pela turbidez de saída do efluente no reator de 22 h e 85% no reator de 46 h. Já o coeficiente de correlação de Pearson (R), que pode ser encontrado a partir da radiciação do coeficiente de determinação, resulta em um valor de 0,8008 (reator de 22 h) e 0,9195 (reator de 46 h) indica forte correlação entre os parâmetros, principalmente no reator de maior TDH. No teste de regressão linear, o fator de significação obtido, 0,45% no reator de 22h e 0,017% no reator de 46h, foi inferior ao erro estabelecido, de 5%. Portanto, a hipótese nula (H_0) foi rejeitada. Logo, é possível afirmar com nível de confiança de 95% que a regressão nos dois reatores é significativa.

No lodo biológico proveniente do sistema de lodos ativados há uma imensa biodiversidade de microrganismos, como bactérias, fungos, protozoários e micrometazoários. Entretanto, a degradação da matéria orgânica e a estrutura dos flocos serão principalmente causadas pelas bactérias (Bento et al., 2005). Assim, ao longo do experimento realizou-se a observação microscópica do lodo a cada 2 ciclos, no reator de 22 h (a) e no reator de 46 h (b), como apresentado na figura 9. Foi possível perceber que não houve diferenças qualitativas nos microrganismos presentes nos dois reatores. Os flocos, por exemplo, se mantiveram bem estruturados, sendo possível observar a presença das bactérias filamentosas e formadoras de flocos, que juntas são responsáveis pela boa sedimentação do lodo.

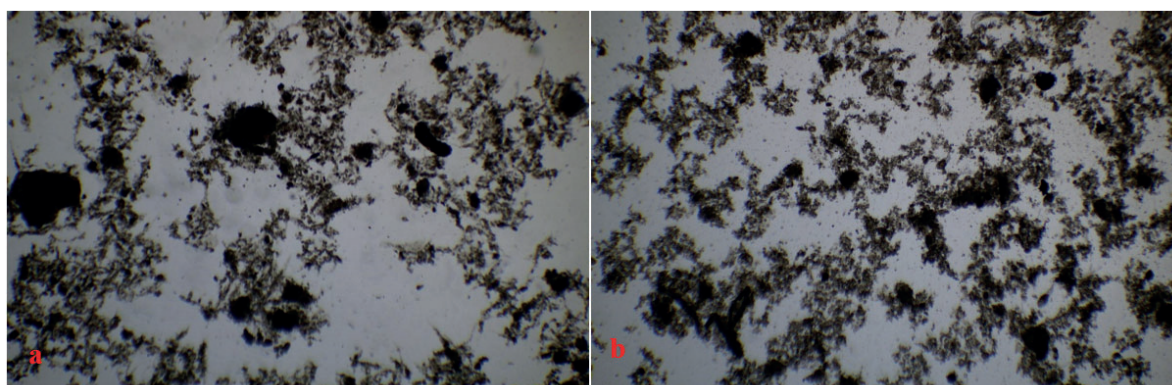


Figura 9. Lodo biológico observado com aumento de 40x, proveniente dos reatores de 22 h (a) e 46 h, respectivamente (b).

Constatou-se a presença de Protozoários e Metazoários, que de acordo com Hoffmann (2004), são os indicadores mais importantes da estrutura dos flocos e renovam a população de bactérias no reator de

lodos ativados, pois estas, juntamente com substâncias orgânicas e outros organismos pequenos, são tidas como fonte de alimento para estes microrganismos. Como mostra a figura 10, foram identificadas espécies de protozoários.

O Metazoário *Rotatoria* sp. e o protozoário ciliado pedunculado *Vorticella* sp. são exemplos de microrganismos característicos de sistemas com baixa carga orgânica e operação estável com quantidade suficiente de oxigênio (Hoffmann, 2004). Um estudo realizado por Castro et al. (2016), por exemplo, identificou uma correlação negativa entre *Vorticella* sp. e a $DBO_{5,20}$, sugerindo que essas espécies são importantes na remoção de carga orgânica do esgoto. Já Tchobanoglous et al. (2003) mencionam que a presença de rotíferos, como o *Rotatoria* sp., é refletida na qualidade final do efluente tratado, tornando-o mais clarificado e com menor turbidez.

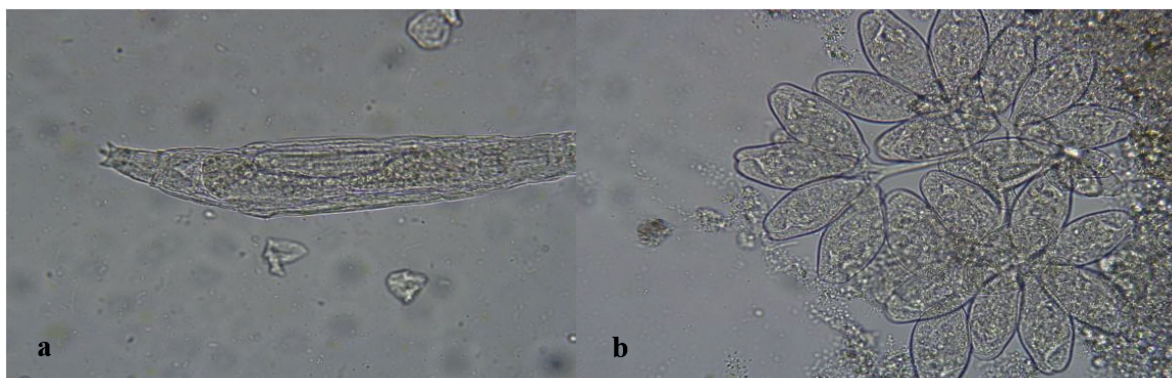


Figura 10. (a) *Rotatoria* sp. e (b) *Vorticella* sp. (observadas ao microscópio óptico em aumento de 400 x).

Segundo autores como Bernat, Kulikowska e Drzewicki (2016), e Weisse et al. (2021), isso se deve ao fato desses microrganismos se alimentarem de flocos bacteriológicos dispersos e de moléculas de MO de menor tamanho, o que confere uma diminuição na quantidade de material suspenso no efluente tratado e indica que o tratamento do efluente, pelo processo biológico aeróbio, está ocorrendo de maneira eficiente.

CONCLUSÕES

Os resultados apontam que a caracterização obtida com o efluente bruto foi típica desse tipo de indústria, quando há recuperação de parte do soro. Além disso, apesar de baixa relação de biodegradabilidade, foram alcançados consideráveis percentuais de remoção de MO. Essa relação de biodegradabilidade baixa provavelmente ocorreu devido à parcela de MO de difícil degradação, uma vez que a maior fração de sólidos presentes no efluente bruto foram voláteis, indicando grande concentração de MO no efluente bruto.

Constatou-se que o aumento do tempo de detenção hidráulica pode contribuir para atingir maiores percentuais de remoção da matéria orgânica. Entretanto, salienta-se que devem ser considerados outros aspectos para a aplicabilidade em escala real. Assim, sugere-se que sejam realizados estudos técnico-financeiros para considerar a possibilidade de ampliação do tempo de detenção hidráulica, bem como outras pesquisas para avaliar em escala laboratorial a aplicação de outros sistemas juntamente com lodos ativados, como pré-tratamento para hidrolisar proteínas, utilização de membranas de baixa pressão ou a aplicação de macrófitas aquáticas. Por fim, os parâmetros $DBO_{5,20}$, pH e turbidez estavam de acordo com o

exigido pela legislação, contudo sugere-se que sejam realizadas também, em trabalhos futuros, análises dos parâmetros nitrogênio total e fósforo total do efluente tratado, o que não foi possível realizar neste trabalho devido à falta de recursos.

REFERÊNCIAS

- ABALI, M. et al. 2022. Evaluation and improvement of the WWTP performance of an agricultural cooperative by adsorption on inert biomaterial: case of orthophosphate, nitrate and sulfate ions. **Applied Water Science**, 12(125):2-9.
- AGHILI, F. et al. 2016. Enhanced treatment of pretreated sour whey by PAC adsorption/membrane process. **Chemical Engineering and Processing: Process Intensification**, 99:80–85.
- APHA, American Public Health Association. 2012. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22. ed. New York: APHA, 1496p.
- ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas. 1987. **Preservação e Técnicas de Amostragem de Efluentes Líquidos e Corpos Receptores**. NBR 9898. Rio de Janeiro, 22p.
- AZZOLINI, J.; FABRO, L. 2012. Controle da eficiência do sistema de tratamento de efluentes de uma indústria de celulose e papel da região meio oeste de Santa Catarina. **Unoesc & Ciência**, 3(1):75–90.
- BALASUBRAMANIAN, R. et al. 2018. Production of biodiesel from dairy wastewater sludge: a laboratory and pilot scale study. **Egyptian Journal of Petroleum**, 27(4):939–943.
- BENTO, A. et al. 2005. Caracterização da microfauna em estação de tratamento de esgotos do tipo lodos ativados: um instrumento de avaliação e controle do processo. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, 10(4):329-338.
- BERNAT, K.; KULIKOWSKA, D.; DRZEWICKI, A. 2016. Microfauna community during pulp and paper wastewater treatment in a UNOX system. **European Journal of Protistology**, 58:143–151.
- BOAVIDA-DIAS, R. et al. A comparison of biosolids production and system efficiency between activated sludge, moving bed biofilm reactor, and sequencing batch moving bed biofilm reactor in the dairy wastewater treatment. **Sustainability**, 14:2-14.
- BRASIL. 2011. Resolução Conama nº 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente, CONAMA. Disponível em: <<http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>>. Acesso em: 10 out. 2020.
- _____. 2005. Resolução Conama nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação de 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. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>>. Acesso em: 10 out. 2020.
- BUSSAB, W. O; MORETTIN, P. A. 2017. **Estatística básica**. 9. ed. São Paulo: Saraiva, 568p.
- CARVALHO, F.; PRAZERES, A. R.; RIVAS, J. 2013. Cheese whey wastewater: Characterization and treatment. **Science of the Total Environment**, 445-446:385–396.
- CASTRO, G. M. et al. 2017. Treatment of dairy effluents in wetlands systems with floating aquatic macrophytes. **Revista de Ciências Ambientais**, 11(2):25–37.
- CASTRO, I. C. V. S. et al. 2016. Ciliated protozoa community of a combined UASB-activated sludge system in southeastern Brazil. **Environmental Science and Pollution Research**, 23:23804-23814.
- CAVALCANTI, J. E. W. A. 2009. **Manual de tratamento de efluentes industriais**. 2. ed. São Paulo: Engenho, 520p.
- FARIZOGLU, B.; UZUNER, S. 2011. The investigation of dairy industry wastewater treatment in a biological high performance membrane system. **Biochemical Engineering Journal**, 57(1):46–54.

- FENG, S. et al. 2020. Performance of a microalgal-bacterial consortium system for the treatment of dairy-derived liquid digestate and biomass production. **Bioresource Technology**, 306:1–8.
- HARAGUCHI, F. K.; ABREU, W. C. de; DE PAULA, H. 2006. Proteínas do soro do leite: composição, propriedades nutricionais, aplicações no esporte e benefícios para a saúde humana. **Revista de Nutrição**, 19(4):479–488.
- HIROTA, K. et al. 2016. Bacterial communities in different locations, seasons and segments of a dairy wastewater treatment system consisting of six segments. **Journal of Environmental Sciences**, 46:109–115.
- HOFFMANN, H. 2004. Caracterização do funcionamento de ETE de tipo lodo ativado via imagem microscópica - estudo na região da grande Florianópolis. In: XI SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2004, Natal. p. 1-8.
- IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2020. Pesquisa Trimestral do leite. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/estatisticas/economicas/agricultura-e-pecuaria/9209-pesquisa-trimestral-do-leite.html?=&t=downloads>>. Acesso em: 02 out. 2020.
- JORDÃO, E. P; PESSÔA, C. A. 2005. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. 4. ed. Rio de Janeiro: ABES, 969p.
- KHALAF, A. H. 2021. Comparison between the performance of activated sludge and sequence batch reactor systems for dairy wastewater treatment under different operating conditions. **Alexandria Engineering Journal**, 60:1433–1445.
- KUSHWAHA, J. P.; SRIVASTAVA, V. C.; MALL, I. D. 2013. Sequential batch reactor for dairy wastewater treatment: Parametric optimization; Kinetics and waste sludge disposal. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, 1(4):1036–1043.
- LACH, C. E. et al. 2020. Avaliação da qualidade da água do rio Hercílio, município de Ibirama, SC. **Revista de Ciências Ambientais**, 14(1):07–16.
- MAGANHA, M. F. B. 2006. **Guia técnico ambiental da indústria de produtos lácteos**. São Paulo: CETESB, 94p.
- MARAÑÓN, E. et al. 2008. Treatment of coke wastewater in a sequential batch reactor (SBR) at pilot plant scale. **Bioresource Technology**, 99(10):4192–4198.
- MEUNIER, C. et al. 2016. Influence of feeding pattern and hydraulic selection pressure to control filamentous bulking in biological treatment of dairy wastewaters. **Bioresource Technology**, 221:300–309.
- MOHEBRAD, B.; REZAEI, A.; SOHRABI, B. 2019. Effect of isoelectric point on cheese whey wastewater treatment using a microbial electrochemical system. **Bioelectrochemistry**, 130:1-7.
- OLIVEIRA, L. F.; OLIVEIRA, B. O. S.; LIMA, L. B. 2018. Avaliação da qualidade da água de três córregos na área urbana de Humaitá-AM. **Revista de Ciência Ambientais**, 12(3):25–33.
- PELEGRINE, D. H. G.; GASPARETTO, C. A. 2005. Whey proteins solubility as function of temperature and pH. **LWT - Food Science and Technology**, 38(1):77–80.
- PORWAL, H. J.; MANE, A. V.; VELHAL, S. G. 2015. Biodegradation of dairy effluent by using microbial isolates obtained from activated sludge. **Water Resources and Industry**, 9:1–15.
- Regional Activity Center for Sustainable Consumption and Production (SCP-RAC). 2002. **Prevention of Pollution in the Dairy Industry**. Barcelona: Mediterranean Action Plan, 163p.
- REIS, F. S.; KEMPKA, A. P. 2015. Avaliação de parâmetros operacionais de um sistema de lodos ativados no tratamento de efluente lácteo. **Revista de Ciências Ambientais**, 9(1):19–30.
- SILVA FILHO, H. A. et al. 2015. Seleção de substratos padrões para ensaios respirométricos aeróbios com biomassa de sistemas de lodo ativado. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, 20(1):141–150.
- SILVA, R. L. A. et al. 2018. Reatores biológicos em bateladas sequenciais com e sem material suporte para remoção simultânea de nitrogênio e fósforo de esgoto sanitário. **Revista de Ciências Ambientais**, 12(3):51–61.

- SIVRIOĞLU, Ö.; YONAR, T. 2015. Determination of the acute toxicities of physicochemical pretreatment and advanced oxidation processes applied to dairy effluents on activated sludge. **Journal of Dairy Science**, 98(4):2337–2344.
- TCHOBANOGLIOUS, G; BURTON, F. L.; STENSEL, H. D. 2003. **Wastewater engineering: treatment and reuse**. 4. ed. Boston: McGraw-Hill, 1819p.
- TORTORA, G.; FUNKE, B.; CASE, C. 2012. **Microbiologia**. 10. ed. Porto Alegre: Artmed, 934p.
- VERMA, A.; SINGH, A. 2017. Physico-chemical analysis of dairy industrial effluent. **International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences**, 6(7):1769–1775.
- VON SPERLING, M. 2014. **Introdução a qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4. ed. Belo Horizonte: UFMG, 470p.
- _____. 2012. **Lodos ativados**. 3. ed. Belo Horizonte: UFMG, 453p.
- WANG, D.; JI, M.; WANG, C. 2014. Degradation of organic pollutants and characteristics of activated sludge in an anaerobic/anoxic/oxic reactor treating chemical industrial wastewater. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**, 31(3):703–713.
- WEISSE, T.; JEZBEROVA, J.; MOSER, M. 2021. Picoplankton feeding by the ciliate *Vorticella similis* in comparison to other peritrichs emphasizes their significance in the water purification process. **Ecological Indicators**, 121:1-12.