

**UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ
CÂMPUS LONDRINA
CURSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL**

BIANCA ZAMBERLAN GONÇALVES

**TRATAMENTO DE EFLUENTE DE LATICÍNIO EM REATOR DE LEITO
ESTRUTURADO AERÓBIO**

TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO

LONDRINA

2017

BIANCA ZAMBERLAN GONÇALVES

**TRATAMENTO DE EFLUENTE DE LATICÍNIO EM REATOR DE LEITO
ESTRUTURADO AERÓBIO**

Trabalho de Conclusão de Curso de graduação
apresentado à disciplina Trabalho de Conclusão
de Curso 2, do Curso Superior de Engenharia
Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do
Paraná, Câmpus Londrina.

Orientadora: Prof^aDr^a. Kátia Valéria Marques
Cardoso Prates

Co-orientadora: Prof^a. Msc. Camila Zoe Correa

LONDRINA

2017



Ministério da Educação
Universidade Tecnológica Federal do Paraná
Campus Londrina
Coordenação de Engenharia Ambiental



TERMO DE APROVAÇÃO

Título da Monografia

Tratamento de Efluente de Laticínio em Reator de Leito Estruturado Aeróbio

por

Bianca Zamberlan Gonçalves

Monografia apresentada no dia 19 de junho de 2017 ao Curso Superior de Engenharia Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Câmpus Londrina. O candidato foi arguido pela Banca Examinadora composta pelos professores abaixo assinados. Após deliberação, a Banca Examinadora considerou o trabalho _____ (aprovado, aprovado com restrições ou reprovado).

Prof. Dr. Ajadir Fazolo
(UTFPR)

Prof.Dr^a. Tatiane Cristina Dal Bosco
(UTFPR)

Prof^a. Dr^a. Kátia Valéria Marques Cardoso Prates
(UTFPR)
Orientador

Prof^a. Dra. Edilaine Regina Pereira
Responsável pelo TCC do Curso de Eng. Ambiental

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus por possibilitar a realização de meus planos e sonhos, que meu deus o dom da vida e a oportunidade de vivê-la, sem Você nada disso seria possível.

A toda minha família que sempre esteve ao meu lado me apoiando, em especial minha mãe Edlaine e meu pai José, que em todos esses anos me deram força e coragem para continuar, que aguentaram minha tensão e mau humor, mas sempre me confortaram com seus carinhos. Ao meu irmão Mathias, “gordo”, que me apoiou com seu jeito único, me zoando e brincando das situações em que me estressava.

Ao meu cachorro Jimmy, que é meu grande amor e fiel escudeiro, pelas tantas vezes que se deitou ao meu lado enquanto eu estudava, e com seu jeito peculiar sabia quando eu mais precisava de carinho.

A minha orientadora Prof^a. Dr^a. Kátia Valéria Marques Cardoso Prates e Co-orientador Prof^a. Msc Camila Zoe Correa, por confiarem em mim e no meu trabalho, por toda disponibilidade, por repartirem seus conhecimentos e contribuírem para minha formação.

Ao Prof. Dr. Ajadir Fazolo por me permitir trabalhar no Laboratório de Hidráulica do Campus Londrina da UTFPR, e à Prof^a. Dr^a. Deize Dias Lopes por me abrir as portas do laboratório de Saneamento e Hidráulica da UEL.

Em especial aos meus colegas de laboratório, Jaque, Vick, Edgar, Joyce e Mark, por me aguentarem quase todos os dias, ouvirem minhas reclamações, pelos risos e conversas, mas principalmente por toda ajuda com as análises e procedimentos realizados. Vocês foram fundamentais em minha conquista. Obrigada pela amizade no finalzinho do segundo tempo!

Aos meus amigos de infância, Mari Bosqui, Bá Valério e Igor Radigonda, por não me criticarem toda vez que eu desmarcava nossos encontros por estar cansada e estudando, por estarem ao meu lado todos esses anos, principalmente nos momentos em que precisava relaxar e espairecer.

À família “Balada Louca”, por todos os momentos vividos nesse período de graduação, por todo apoio e conselhos, risos e brigas (que foram muitas), pelas noites

intermináveis de estudo que eram recompensadas pelas eternas conversas e zoeiras, pelas festas ou pelo simples momento que nos reuníamos apenas para estarmos juntos. Muito obrigada pela amizade e pela maneira peculiar de cada um de me apoiar e me fazer feliz! Amo vocês Ju Tiburcio, Fran Moraes, Isa Guizilini, ThaliPalaneli, Luiz Leoachi, Dione Fraisoli e Fábio Kataoka japa.

As amizades que fiz quando menos esperava, Aline Benicio e Rafa Moser, que estiveram ao meu lado desde então, me ajudando estudar e acreditar que eu era capaz.

A todos aqueles que contribuíram de alguma forma por esse momento, seja com palavras ou um simples abraço de apoio, o meu muito obrigada!

RESUMO

GONÇALVES, B. Z. **Tratamento de efluentes de laticínios em reator de leito estruturado aeróbio**. 2017. 51f. Monografia (Graduação) – Curso Superior em Bacharelado de Engenharia Ambiental. Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2017.

O lançamento de efluentes gerados nas indústrias de laticínios em corpos hídricos sem o correto tratamento, pode resultar em problemas ambientais e a saúde humana, devido aos compostos nitrogenados e matéria orgânica nele presentes. Este trabalho teve como objetivo principal avaliar o desempenho de um reator de leito estruturado com fluxo contínuo operado sob aeração, na remoção de compostos nitrogenados e matéria orgânica quando submetido a variações de carga orgânica volumétrica aplicada (COVa). O reator utilizado possuía volume total de 2.650L e como material suporte foi utilizado quatro estruturas cilíndricas de espumas de poliuretano, com 48 cm de altura e 1,5 cm de diâmetro. O sistema foi operado sob aeração contínua e Tempo de Detenção Hidráulico (TDH) de 24h. O reator foi alimentado com efluente de laticínios proveniente de uma indústria de laticínios situada no norte do Paraná. Foram realizadas análises físico-químicas para determinação de: pH, alcalinidade, série de sólidos, N-amoniacoal ($N-NH_4^+$), nitrito ($N-NO_2^-$), nitrato ($N-NO_3^-$), sólidos totais (ST), nitrogênio Kjeldahl total (NKT), demanda química de oxigênio total (DQO_T) e filtrada (DQO_F). No sistema foram trabalhadas duas Fases, sendo estas com diferentes COVa: Fase I (0,3 KgDQO.m⁻³.d⁻¹) e Fase II (0,6 KgDQO.m⁻³.d⁻¹). Na Fase I, para o pH os valores médios obtidos foram de 7,2 afluente (Af) e 8,7 efluente (Ef), e 7,0 Af e 8,2 Ef na Fase II. Para a alcalinidade na Fase I obteve-se um valor médio de 517mg CaCO₃.L⁻¹ Af e 494mg CaCO₃.L⁻¹ Ef, e na Fase II de 625,6mg CaCO₃.L⁻¹ Af e 632,5 mg CaCO₃.L⁻¹ Ef. Os percentuais de remoção de NKT foram em torno de 64,9% na Fase I e 72,6% na Fase II. Na Fase I o percentual de remoção de DQO_T foi de 90% e na Fase II de 94%, indicando pouca variabilidade com relação à remoção de matéria orgânica. As eficiências de remoção para ST não foram satisfatórias, sendo de 20% na Fase I e 15% na Fase II. Dos resultados conclui-se que o sistema foi eficiente em termos de remoção de matéria orgânica e apesar dos percentuais obtidos para remoção de nitrogênio não terem sido elevados, atendeu aos parâmetros de lançamento exigido pela legislação. O teste de hipótese t-Student aplicado aos percentuais de remoção de NKT, nitrogênio total NT, DQO_T e ST obtidos nas duas fases trabalhadas, mostrou que não houve diferença significativa entre elas, ao nível de 5%, indicando que a variação de COVa não influenciou na remoção destes constituintes, o que indica pouca variação no comportamento do sistema.

Palavras-Chave: Nitrificação, desnitrificação e material suporte.

ABSTRACT

GONÇALVES, B.Z. **Treatment of dairy effluents in aerobic structured bed reactor.** 51f. Monograph (Graduation) – Degree in Environmental Engineering. Federal Technological of Paraná, Londrina, 2017.

The release of effluents generated in the dairy industry in water bodies without proper treatment can result in environmental problems and human health, due to the nitrogen compounds and organic matter present in them. The main objective of this work was to evaluate the performance of a continuous flow structured bed reactor operated under aeration, in the removal of nitrogen compounds and organic matter when subjected to variations in organic volumetric load applied (COVa). The reactor used had a total volume of 2.650L and as support material was used four cylindrical structures of polyurethane foams, 48 cm high and 1.5 cm in diameter. The system was operated under continuous aeration and 24h Hydraulic Detention Time (TDH). The reactor was fed dairy effluent from a dairy industry located in the north of Paraná. The results of the study were: pH, alkalinity, N-ammoniacal ($N-NH_4^+$), nitrite (NO_2^-), nitrate (NO_3^-), total solids, Total Kjeldahl (NKT), total chemical oxygen demand (DQO_T) and filtered (DQO_F). In the system two Phases were worked, being these with different COVa: Phase I ($0.3 \text{ KgDQO} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$) and Phase II ($0.6 \text{ KgDQO} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$). In Phase I, for pH, the mean values obtained were 7.2 tributary (Af) and 8.7 effluent (Ef), 7.0Af and 8.2Ef in Phase II. For the alkalinity in Phase I an average value of $517 \text{ mg CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ Af and $494 \text{ mg CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ Ef, and in Phase II $625.6 \text{ mg CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ Af and $632.5 \text{ mg CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$. The percentages of NKT removal were around 64.9% in Phase I and 72.6% in Phase II. In Phase I the percentage of removal of DQO_T was 90% and in Phase II of 94%, indicating little variability in relation to the removal of organic matter. The removal efficiencies for ST were not satisfactory, being 20% in Phase I and 15% in Phase II. From the results it was concluded that the system was efficient in terms of removal of organic matter and although the percentages obtained for nitrogen removal were not high, it met the launch parameters required by the legislation. The t-Student hypothesis test applied to the percentages of NKT removal, total nitrogen NT, DQO_T and ST obtained in the two phases worked showed that there was no significant difference between them at the 5% level, indicating that the COVa variation did not influence the removal of these constituents, which indicates little variation in the behavior of the system.

Key Words: Nitrification, denitrification and support material.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Fluxograma do processo produtivo da indústria de laticínios.....	13
Figura 2 - Ciclo convencional do nitrogênio.....	19
Figura 3 -Ilustração do sistema de tratamento utilizado.	25
Figura 4 - Gráfico com os valores de Ph afluente (af) e efluente (ef) ao sistema de tratamento.	32
Figura 5 - Gráfico com os resultados de alcalinidade afluente (af) e efluente (ef).....	32
Figura 6 - Gráfico da concentração de NKT (af) e efluente (ef) ao sistema tratamento, junto com eficiência de remoção.	34
Figura 7 - Gráfico da concentração de DQOf afluente (Af) e efluente (ef), juntamente com seu respectivo percentual de remoção no sistema de tratamento.....	39
Figura 8 - Gráfico da concentração de DQOf afluente (Af) e efluente (ef), juntamente com seu respectivo percentual de remoção no sistema de tratamento.....	40
Figura 9 - Gráfico da concentração de ST, afluente (Af) e efluente (ef), juntamente com seu respectivo percentual de remoção no sistema de tratamento.	41

SUMÁRIO

1.INTRODUÇÃO	9
2.1. OBJETIVO GERAL.....	11
2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	11
3. REFERENCIALTEÓRICO	12
3.1 CARACTERIZAÇÃO DA INDÚSTRIA DE LATICÍNIOS NO BRASIL E NO PARANÁ	12
3.2 PROCESSOS PRODUTIVOS DAS INDÚSTRIAS DE LATICÍNIOS.....	13
3.3 OS EFLUENTES DE LATICÍNIOS	14
3.3.1 Tratamentos aplicados aos efluentes gerados na indústria de laticínios.....	16
3.4NITROGÊNIO.....	18
3.4.1 Processo biológico de remoção de nitrogênio: Nitrificação e desnitrificação	18
3.4.1.1 Remoção biológica de nitrogênio em sistemas de tratamento	20
3.5 REATOR VERTICAL DE FLUXO CONTÍNUO DE LEITO ESTRUTURADO	22
4. MATERIAL E MÉTODOS	24
4.1 EFLUENTE.....	24
4.2 INSTALAÇÃO EXPERIMENTAL	24
4.3 INÓCULO E FASE DE ADAPTAÇÃO DO SISTEMA.....	25
4.4 FASES EXPERIMENTAIS	26
4.5 ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS	26
4.6 ANÁLISE ESTÁTISTICA.....	28
5. RESULTADOS E DISCUSSÕES	29
5.1 CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE	29
5.2 FASE DE ADAPTAÇÃO DO SISTEMA	30
5.3 FASES DE OPERAÇÃO: PH E ALCALINIDADE	31
5.4 REMOÇÃO DE NITROGÊNIO	34
5.5 REMOÇÃO DE DQO E SÓLIDOS TOTAIS (ST)	38
6.CONCLUSÃO	43
REFERÊNCIAS	44

1. INTRODUÇÃO

A indústria de laticínios representa uma atividade de grande importância na economia brasileira e mundial, sendo o Brasil um dos maiores produtores de leite e derivados, ocupando a quarta posição no ranking mundial e podendo se tornar um dos maiores exportadores desses produtos em razão da disponibilidade de água e solo, e ao custo de produção competitivo (IBGE, 2015).

As indústrias processadoras de leite mesmo participando de um setor economicamente e socialmente importante no país, também podem ser responsáveis por causarem impactos ambientais, já que podem contribuir significativamente com a poluição hídrica, quando lançam seus efluentes sem tratamento adequado.

No passado as indústrias do ramo tinham a atenção somente para a produção e lucro, porém, devido à sua representatividade na economia brasileira e o surgimento de legislações ambientais específicas, surgiu a necessidade de se buscar novas tecnologias viáveis e implantar técnicas adequadas à realidade do país, diminuindo os riscos e contaminação ambiental e ao mesmo tempo proporcionando baixo custo de implantação e operação (SILVA, 2009; DOMINGUES et al., 1999).

Buscando soluções para esse desafio, os sistemas de tratamento biológico surgem como uma opção bem vista, trazendo resultados satisfatórios em termos de remoção de matéria orgânica e nutrientes (ANDRADRE, 2011; SILVA 2013).

Dentre os sistemas de tratamento biológico um dos modelos de reatores que vem sendo utilizado e obtendo percentuais elevados de remoção de matéria orgânica e nitrogênio é o reator de leito estruturado. A primeira configuração deste sistema foi desenvolvida em 2007, sendo empregada no tratamento de efluentes sanitários sintéticos, porém atualmente vem sendo desenvolvidas várias pesquisas empregando este modelo de reator no tratamento de diferentes efluentes (MORETTO, 2012; BARANA et al., 2013; SANTOS et al., 2015).

Ao levar em consideração os resultados apresentados com a utilização do reator de leito estruturado de fluxo contínuo em relação à remoção de matéria orgânica e nitrogênio, a operação de um reator com esta configuração sob condições aeróbias

pode ser apontada como uma tecnologia a ser estudada como uma alternativa ao tratamento de efluentes gerados na indústria de laticínios.

Nesse sentido, esta pesquisa teve como objetivo avaliar o desempenho de um reator de leito estruturado de fluxo contínuo, operado com aeração contínua no tratamento de efluentes de laticínios.

2. OBJETIVOS

2.1. OBJETIVO GERAL

Avaliar o desempenho de um reator de leito estruturado de fluxo contínuo, quando submetido a variações de carga, sob condições aeróbias, aplicado ao tratamento de efluente gerado na indústria de laticínios.

2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Avaliar o percentual de remoção de matéria orgânica e nitrogênio em um reator de leito estruturado, quando submetido a variações de carga orgânica volumétrica aplicada (COVa).
- Verificar a influência das variações de COVa no pH e alcalinidade do efluente.
- Avaliar a influência das variações de COVa na remoção de sólidos totais (ST) do efluente estudado.

3. REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 CARACTERIZAÇÃO DA INDÚSTRIA DE LATICÍNIOS NO BRASIL E NO PARANÁ

A pecuária de leite e seus derivados desempenham um papel significativo na economia brasileira, sendo relevante no suprimento de alimentos e na geração de empregos para a população. O leite está entre os seis produtos mais importantes da agropecuária do Brasil (EMBRAPA, 2010).

Nas décadas de 1990 e 2000, a produção nacional de leite teve um crescimento de 37%, sendo o Estado de Goiás o que mais cresceu, com 105%. Em 2015, a produção de leite foi estimada em 34 bilhões de litros. De acordo com o Departamento de Agricultura dos Estados Unidos (United States Department of Agriculture - USDA), o Brasil ocupou a quarta posição no ranking mundial de produção de leite no mesmo ano, sendo a região com a maior produção do país, a região Sul, com 34,7% da produção nacional (IBGE, 2015).

Os Estados da Região Sul têm alguns aspectos benéficos para o sucesso desta atividade, como: pastagens de qualidade, clima ameno, rebanhos de genética de ponta, produção agrícola em larga escala, produtores capacitados, povos que trazem em sua cultura a experiência na criação do gado leiteiro, entre outros (SEAB/ DERAL, 2014).

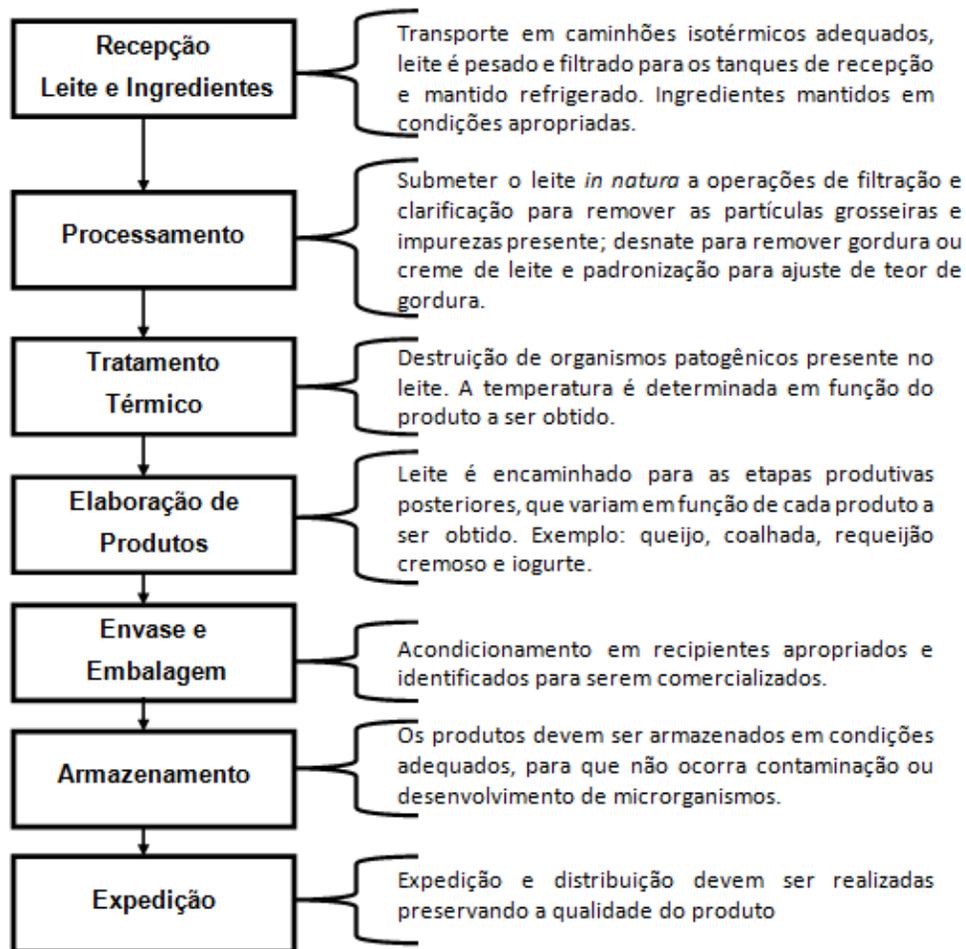
O Paraná é tradicionalmente um estado produtor de leite. O interesse pelo ramo veio de herança da população europeia que se firmou no estado, consolidado pela estrutura fundiária, onde a prevalência de pequenas propriedades é marcante (FAEP, 2008).

O segmento de laticínios paranaense conta com 206 estabelecimentos industriais formais. A maioria, 108 deles (41%), possuem o Serviço de Inspeção Federal (SIF); 86 deles (32%) trabalham com o Serviço de Inspeção Estadual (SIP) e os restantes 71 laticínios (27%), tem o Serviço de Inspeção Municipal (SIM) (SEAB/ DERAL, 2014).

3.2 PROCESSOS PRODUTIVOS DAS INDÚSTRIAS DE LATICÍNIOS

As indústrias de laticínios englobam grande número de operações e atividades, que variam em função dos produtos a serem obtidos. No entanto, algumas dessas operações são comuns a todos os processos produtivos, como: recepção do leite e ingredientes, processamento, clarificação, tratamento térmico, elaboração de produtos, envase e embalagem, armazenamento e expedição (Figura 1).

Figura 1 - Fluxograma do processo produtivo da indústria de laticínios.



Fonte: Autoria própria (2017).

Quando se trata da produção de queijos, requeijão cremoso e iogurtes, o leite passa por tratamentos específicos. Para produzir o queijo, o leite pré-tratado passa por processos de coagulação através de enzimas. A emulsão do leite é quebrada e duas fases são obtidas, uma sólida (coalhada) e outra líquida (soro de leite). A coalhada é cortada, enformada, prensada e, por fim, passa por processos de secagem e maturação (DRUNKLER, 2009).

O requeijão cremoso é um tipo de queijo que se originou no Brasil. Sua produção se dá através da coagulação do leite, posteriormente pelo corte, aquecimento e dessoragem (retirada em torno de 30% do soro) da coalhada. Após a fermentação e a pesagem da massa, são adicionados ingredientes para a fundição da mesma. Após concluir o processo de fundição da massa, o requeijão está pronto (SILVA et al., 2015).

Basicamente, a produção de iogurte consiste na inoculação de bactérias *Lactobacillus bulgaricus* e *Streptococcus thermophilus* no leite homogeneizado e na promoção da fermentação, normalmente em temperaturas próximas a 40°C. Os ácidos orgânicos formados são responsáveis pela coagulação do leite. Podem ser adicionados outros ingredientes, como açúcar e frutas (RODAS et al., 2001).

3.3 OS EFLUENTES DE LATICÍNIOS

Os resíduos líquidos industriais são oriundos de diversas atividades desenvolvidas ao longo do processo de produção e, no caso da indústria de laticínios, em muitos casos abrangem também os esgotos sanitários gerados e as águas pluviais captadas (CASTRO, 2007). A variabilidade das características dos efluentes gerados é grande, tanto entre diferentes fábricas quanto entre diferentes períodos em uma mesma indústria (CARAWAN et al., 1979). Este efluente pode ser composto por leite e derivados líquidos, material sólido, substâncias graxas, detergentes e desinfetantes, sendo caracterizado pelos seus altos teores de matéria orgânica (BRAILE e CAVALCANTI, 1993).

De acordo com Maganha (2006) os principais pontos de geração de efluentes industriais são: lavagem e limpeza dos produtos remanescentes, máquinas e

equipamentos envolvidos na produção, derramamentos, vazamentos, operações deficientes de equipamentos, perdas no processo, descarte de produtos, tais como soro ou leite ácido.

Os efluentes da indústria de laticínio apresentam elevadas cargas orgânicas e nitrogenadas, com concentrações de Demanda Química de Oxigênio (DQO) entre 3000 a 6000 mg.L⁻¹ e de Nitrogênio (Nitrogênio Kjeldahl Total -NKT) entre 15 a 180 mg.L⁻¹. Avaliando apenas estes contaminantes, constata-se que caso este efluente for lançado aos mananciais hídricos sem tratamento, o mesmo acarretará um grande prejuízo ao meio ambiente (MACHADO et al., 2002; FERREIRA, 2007).

Na Tabela 1 são apresentadas faixas de valores de alguns parâmetros físico-químicos típicos encontrados em efluentes de laticínios.

Tabela 1: Valores de parâmetros físico-químicos típicos de efluentes de laticínios.

Parâmetros	Faixa de Variação	
	(1)	(2)
Sólidos Suspensos Voláteis	24- 5700mg.L ⁻¹	100 – 1000 mg.L ⁻¹
Sólidos Suspensos Totais	135 – 8500 mg.L ⁻¹	100 – 2000 mg.L ⁻¹
DQO	500 – 4500 mg.L ⁻¹	6000 mg.L ⁻¹
Demanda Química de Oxigênio (DBO ₅)	450 – 4790 mg.L ⁻¹	4000 mg.L ⁻¹
Proteína	210 – 560 mg.L ⁻¹	ND
Gorduras/ Óleos e graxas	35 – 500 mg.L ⁻¹	95 – 550 mg.L ⁻¹
Carboidratos	252 – 931 mg.L ⁻¹	ND
Amônia – N	10 – 100 mg.L ⁻¹	ND
Nitrogênio (NKT)	15 – 180 mg.L ⁻¹	116 mg.L ⁻¹
Fósforo	20 – 250 mg.L ⁻¹	0,1 – 46 mg.L ⁻¹
Sódio	60 – 807 mg.L ⁻¹	ND
Cloretos	48 – 469 mg.L ⁻¹	ND
Cálcio	57 – 112 mg.L ⁻¹	ND
Magnésio	22 – 49 mg.L ⁻¹	ND
pH	5,3 - 9,4	1 -12
Temperatura	12 – 40°C	20 – 30°C

Fontes: (1) Environment Agency of England and Wales, 2000 – European Commission– IPPC (2006), (2) ABIQ apud Machado et al. (2002)

O efluente de laticínios é composto principalmente por proteínas, dentre as quais se ressaltam a caseína; carboidratos, principalmente lactose; gorduras, sólidos suspensos, nitrogênio, fósforo e alguns poluentes inorgânicos (BRITZ et al., 2008).

A lactose e as proteínas são consideradas facilmente biodegradáveis, embora algumas proteínas presentes no leite, como a caseína, sejam mais resistentes ao tratamento biológico (ORHON et al., 1992).

3.3.1 Tratamentos aplicados aos efluentes gerados na indústria de laticínios

Em função da grande quantidade de matéria orgânica biodegradável presente na constituição das águas residuárias de laticínios, o tratamento normalmente utilizado é do tipo biológico, por ser considerado eficiente para a maioria dos poluentes e reduzir consideravelmente o níveis de matéria orgânica (CENTURIÓN & GUNTHER, 1976; VON SPERLING, 1994). Dentre estes processos os mais utilizados são o tratamento aeróbio (lodos ativados, reatores em bateladas, tratamento em lagoas, membranas) e o tratamento anaeróbio (reatores de manta de lodo, reatores em batelada e filtros).

O tratamento biológico com aeração contínua é uma técnica aeróbica que utiliza bombas de aeração para a produção de oxigênio no sistema, com a finalidade de obter mais rapidamente e melhores condições para a estabilização da matéria orgânica biodegradável (CENTURIÓN & GUNTHER, 1976).

Silva e Eyng (2013) ao comparar métodos de tratamento como biofiltro, e um sistema convencional de lagoas aeróbias, verificaram que o sistema de biofiltro apresentou maior remoção de todos os parâmetros analisados, sendo eles DBO, DQO, pH, óleos, graxas e sólidos sedimentáveis. Nas análises de pH e DBO das amostras retiradas do biofiltro, todas se apresentaram dentro dos padrões estabelecidos pelo Código Estadual de Meio Ambiente-SC, assim como os óleos e graxas, disciplinados pela Resolução CONAMA nº 357/05.

Pokrywieckietal. (2013) ao avaliarem a eficiência de uma estação de tratamento para efluentes gerados na indústria de laticínios, usando métodos convencionais de processos anaeróbios e aeróbios, obteve um desempenho satisfatório para o sistema, conseguindo remoção de poluentes, remoção de DQO de 94% e DBO de 90%, quando os mesmo obtinham valores médios de 2267,25 mg.L⁻¹ e 972,37 mg.L⁻¹, respectivamente, bem como uma redução significativa nos valores médios de pH, sendo seu valor médio final de 8,12.

Al-Shammari (2015) trabalhando com um sistema de tratamento biológico, com inserção de pó de carvão ativado (PAC) e sistema de microfiltração de membrana submersa (CMF-S), obteve eficiências médias de remoção do sistema total de 98,8% de DBO, 92,5% de DQO e 96,7% de sólidos totais dissolvidos, sendo que as análises químicas realizadas no efluente tratado, revelaram melhoria significativa na qualidade do mesmo, podendo ser considerado seguro para uso humano de forma indireta.

Ince (1998) avaliando o desempenho de um biofiltro anaeróbio de fluxo ascendente no tratamento de efluente da indústria de laticínios, obteve um percentual de remoção de 85% de DQO, 90% de remoção de DBO e remoção de carga orgânica de 6 Kg DQO/ m.d, operando o sistema com um Tempo de Detenção Hidráulico (TDH) de 20 horas, por um período de 3 meses.

Anderson et al. (1994) comparando as eficiências associadas a utilização de materiais porosos e não porosos em dois filtros anaeróbios operados sob temperaturas médias, no tratamento de efluentes de laticínios, obteve que o biofiltro com material suporte poroso operou estavelmente com aplicações de elevadas cargas orgânicas volumétricas – até 21 Kg DQO/m³.d, o que indica a estabilidade no sistema quando operado com material suporte poroso.

Campos et al. (2004) avaliaram a eficiência de um reator de manta de lodo (UASB), tratando efluente de laticínio (DQO média de 2500 mg.L⁻¹) sob diferentes cargas orgânicas aplicadas, o que resultou na aplicação de diferentes TDH no reator. Os autores trabalharam com quatro TDH(s): 12, 20, 18 e 16h, com uma carga orgânica biológica (COB) inicial de 0,054 KgDBO.KgSVT⁻¹.d⁻¹. O reator apresentou eficiências de 24%, 43%, 52% e 39%, na remoção de DQO_T, e 22%, 22%, 17% e 17% na remoção de sólidos totais para os respectivos TDH(s) aplicados. Os melhores resultados do reator UASB na remoção de matéria orgânica foram obtidos com os TDH (s) de 20 e 18 horas. Nas condições de temperatura, carga orgânica volumétrica (COV) e TDH aplicados, o reator demonstrou boas condições de tamponamento, sendo desnecessária a correção do pH, o que significa minimização de custos.

3.4 NITROGÊNIO

O nitrogênio é fundamental para o desenvolvimento de microrganismos, animais e plantas, sendo considerado um importante elemento na síntese de proteínas. Sua quantidade nas águas residuárias conta como avaliação de tratamento de um efluente por processo biológico (METCALF; EDDY, 2003).

Na atmosfera representa 78% do total, em massa, apesar disso, somente alguns tipos de fungos, bactérias e algas possuem a capacidade especializada de assimilar diretamente o nitrogênio elementar (N_2) e convertê-lo de forma que possa ser utilizado por organismos superiores, que realizam a síntese de proteínas e compostos orgânicos nitrogenados (HENRY&HEINKE, 1995).

O excesso de nitrogênio em um corpo d'água ocasiona mudanças em sua qualidade, bem como alterações na diversidade de espécies, mudança de pH, floração de cianobactérias, produção de toxinas e até pode levar a eutrofização (EPA, 1993; CALIJURI et al., 2006), além de ser capaz de causar sérios problemas a saúde humana, estando associado a doenças como a meta-hemoglobina, quando em forma de nitrato na água (VON SPERLING, 2002). Sendo assim, é necessário a remoção deste constituinte de efluentes, antes do lançamento dos mesmos em corpos hídricos.

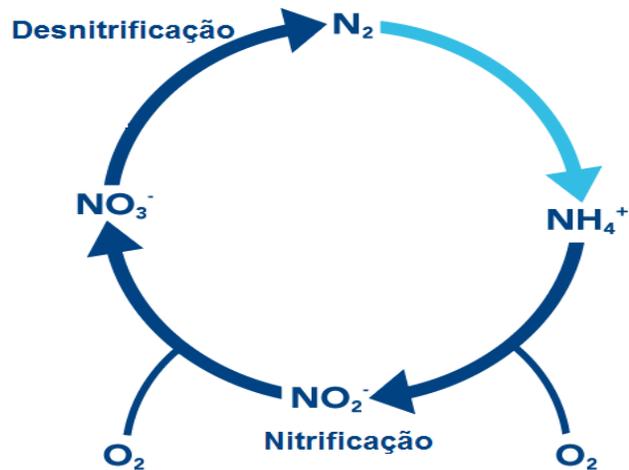
3.4.1 Processo biológico de remoção de nitrogênio: Nitrificação e desnitrificação

Dentre os processos conhecidos para a remoção de compostos nitrogenados, o tratamento biológico é a alternativa tecnológica mais usual, já que se adapta melhor à realidade ambiental e econômica. Entre os tratamentos biológicos existentes, o baseado no processo de nitrificação e desnitrificação convencional, são normalmente os mais utilizados (EPA, 1993; PHILIPS, 2008).

A primeira etapa do processo de remoção biológica de nitrogênio, pelo tratamento convencional, é chamada de nitrificação. Este processo consiste na

oxidação da amônia (NH_4^+) a nitrito (NO_2^-), e posteriormente a nitrato (NO_3^-), como mostra Figura 2 (METCALF & EDDY, 2003).

Figura 2 - Ciclo convencional do nitrogênio.



Fonte: Autoria própria (2017).

A nitrificação é a oxidação da NH_4^+ a NO_2^- por meio da ação bioquímica de bactérias como as do gênero *Nitrossomonas*. Já o processo de oxidação de nitrito para nitrato é chamado de nitratação, e é realizado geralmente por bactérias do gênero *Nitrobacter*. Ambos os gêneros de bactérias citadas são autotróficas aeróbias, ou seja, somente desenvolvem atividade bioquímica ao consumirem dióxido de carbono como fonte de carbono e utilizar como receptor final de elétrons o oxigênio (VAN HAANDEL e MARAIS 1999; MORETTO, 2014).

Alguns fatores intervêm no processo da nitrificação, como por exemplo, a temperatura, sendo a faixa ótima para este processo de 25°C a 36°C. Em temperaturas de 15°C, 10°C e 5 °C, a nitrificação sofre uma queda de 50%, 80% e 100% respectivamente. O valor de pH ótimo estabelecido está na faixa de 7,5 a 8, embora os microrganismos nitrificantes possam ser ativos na faixa de 5,0 a 8,5. A concentração de oxigênio dissolvido é de 2,0 mg.L⁻¹, visto que em valores abaixo de 0,5 mg.L⁻¹ o processo pode até cessar. Outro fator que exerce influência direta no crescimento das bactérias, é a presença de substâncias tóxicas ou inibidoras como os compostos de

enxofre, fenóis e cianetos (SHARMA; AHLERT, 1977; SHAMMAS, 1986; HENZE et al., 2001; VON SPERLING, 2002).

Após o processo de nitrificação, na ausência de oxigênio dissolvido no meio, pode ocorrer o processo de desnitrificação convencional. A desnitrificação convencional é um processo em que as bactérias convertem NO_2^- e NO_3^- para nitrogênio na forma de gás (N_2). Esse processo normalmente é realizado por bactérias facultativas heterotróficas, caracterizando um processo em meio anóxico já que utilizam NO_2^- e NO_3^- como aceptores de elétrons, na ausência de oxigênio (O'LEARY et al., 1994; SCHIERHOLT NETO, 2007).

Condições ambientais como temperatura e pH também interferem no processo de desnitrificação, sendo a faixa de pH ótimo para este processo entre 6,5 e 8,0, e temperatura de 20°C e 35°C. Para valores fora dessa faixa, a velocidade de desnitrificação diminui consideravelmente (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999).

3.4.1.1 Remoção biológica de nitrogênio em sistemas de tratamento

Como já citado, o excesso de nitrogênio é prejudicial à saúde e ao meio ambiente, sendo necessário um processo de remoção deste nos sistemas de tratamento de efluentes.

Philips (2008) utilizou um reator de biodiscos rotativos com o objetivo de avaliar a remoção de nitrogênio em efluente sintético. O sistema era composto por três reatores de biodiscos independentes, sendo os materiais suportes, cloreto de polivinila (PVC), poliestireno (PS) e poliuretano (PU). Para os reatores de PVC e PS foram aplicadas cargas de 519 a 6670 $\text{mg N-NH}_4^+ \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$, e para o de PU variaram de 1206 até 8280 $\text{mg N-NH}_4^+ \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$. O autor obteve remoção de nitrogênio de 29% para os três reatores na carga mais baixa aplicada e sob condições completamente aeróbias. O maior percentual de remoção de nitrogênio encontrado pelo autor foi de 50%, sendo este encontrado no sistema operado com PU e correspondendo a 3340 $\text{mg N-NH}_4^+ \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$.

Souza (2011) avaliou a eficiência de remoção de Carbono Orgânico Total (COT), NTK e nitrogênio amoniacal (N-NH_4^+) de um efluente de curtume, com o uso de um reator biológico de desnitrificação anóxica e um reator biológico aerado. O autor constatou que houve redução progressiva na eficiência de remoção de COT, NTK, N-NH_4^+ com o passar do tempo de processo, sendo que nos primeiros dias a remoção de COT foi em torno de 80%, mas no decorrer do tempo se estabilizou com 20%, o mesmo aconteceu para NTK e N-NH_4^+ , ambos em torno de 35% e diminuindo com o tempo. O autor acredita que estes resultados são explicados pela dificuldade de adaptação do lodo ao efluente, devido aos agentes inibidores bacterianos e enzimáticos presentes nos resíduos oriundos do processo de curtume trabalhado.

Mendonça (2002) analisou o desempenho de um sistema combinado por um reator anaeróbio de leito expandido seguido por um sistema de lodos ativados, no tratamento de esgoto sanitário. A remoção de DQO_T (Total) e DQO_F (filtrada) no sistema analisado foi de 82% e 80%, respectivamente, para nitrogênio total (NT) a eficiência foi de 65% e para fósforo 35%. Segundo o autor a maior remoção de NT ocorreu no reator anaeróbio, devido à formação de gases nitrogenados e/ou à assimilação bacteriana.

Kitamura e Azevedo (2014) avaliaram o desempenho de um reator de leito estruturado e fluxo contínuo, com aeração constante e recirculação do efluente, tratando esgoto sanitário. O material suporte utilizado no reator foi espuma de poliuretano cilíndricas e o sistema foi operado em 4 fases com TDH de 16h, 22h, 18h e 24h. Na fase 2 (TDH = 22h) ocorreram as melhores eficiências para DQO_T e DQO_F , sendo estas de 86 ± 9 e $60 \pm 14\%$, respectivamente. Para nitrificação, a melhor eficiência ocorreu na fase 4 (TDH = 24 h), com eficiências de remoção de NTK de $92 \pm 15\%$ e N-amoniacal de $86 \pm 19\%$.

Wolff (2005) investigou o desempenho de reatores híbridos de leito móvel agitado na remoção de carbono e nitrogênio, no tratamento de esgoto sanitário, com aeração a cada 45 minutos e dois materiais suporte, P4 (plástico reciclado) e P5 (polietileno), as cargas volumétricas médias aplicadas foram de $0,16 \text{ kgNTK/m}^3 \text{ dia}$ e $1,0 \text{ kgDQO/m}^3 \text{ dia}$ (suporte P4); e $0,15 \text{ kgNTK/m}^3$ e $0,9 \text{ kgDQO/m}^3 \text{ dia}$ (suporte P5). A remoção média de nitrogênio para suporte P4 foi de 95% e para suporte P5 73%, já para DQO_F e DQO_T foram 89% e 73% para P4, respectivamente, 91% e 79% para P5.

O autor observou que houve a influência do material suporte na eficiência de remoção de nitrogênio, pois a atividade autotrófica foi principalmente ligada à biomassa fixa.

Nocko (2008) estudou o comportamento de um reator biológico de leito móvel, contínuo, operado sob aeração intermitente e alimentado com água residuária sintética, para a remoção conjunta de matéria orgânica e nitrogênio. O experimento ocorreu em duas etapas, na primeira utilizou-se anéis plásticos como material suporte, onde o autor encontrou eficiências de remoção de nitrogênio muito baixas. Na segunda fase, o material suporte utilizado foi espuma de poliuretano inoculada com lodo aeróbio de estação de tratamento de águas residuárias. Nesta segunda fase o autor obteve eficiência de remoção de DQO superior a 85% e remoção de nitrogênio de aproximadamente 55%. O autor observou que a biomassa responsável pela nitrificação e desnitrificação predominou no meio suporte.

3.5 REATOR VERTICAL DE FLUXO CONTÍNUO DE LEITO ESTRUTURADO

Os reatores com biomassa em suspensão e imobilizada, como os reatores de leito estruturado são uma alternativa relevante quando aplicados a sistemas de tratamentos de efluentes, pois apresentam elevados tempos de retenção celular, mesmo operando com baixos tempos de detenção hidráulica, levando a um maior desempenho e estabilidade do sistema (SARTI et al, 2001).

Moura (2011) avaliando o desempenho de um reator de leito estruturado e fluxo contínuo, sob diferentes condições operacionais como aeração intermitente e recirculação do efluente, na remoção biológica de carbono e nitrogênio de uma água residuária sintética, obteve percentuais de remoção de N-total de 82% e DQO de 89%, quando o reator foi operado em TDH de 12 h.

Santos (2014) avaliou a influência da relação C/N e da fonte de carbono no processo de nitrificação e desnitrificação simultâneas em reator de fluxo contínuo e leito estruturado. A eficiência média de remoção de DQO foi acima de 90% e de N-total 84,6% com relação C/N de 2,9. As velocidades de nitrificação e desnitrificação obtidas

nos ensaios cinéticos foram similares para as duas fontes de carbono e para as relações C/N estudadas, reforçando a ideia de que a configuração de reator utilizada, aliada às adequadas condições operacionais, permitiu a remoção concomitante de matéria carbonácea e nitrogenada.

Moura (2014) estudou o desempenho de um reator de leito estruturado submetido à aeração intermitente (LEAI) na remoção de matéria orgânica e nitrogênio de esgoto sanitário, em diferentes TDH(s): 12h, 10h e 8h. Como resultado obteve valor médio de remoção de 80% de N-total e DQO superior a 90%. Já os resultados da atividade nitrificante e desnitrificante foram condizentes com valores encontrados na literatura para sistemas que operam com remoção simultânea de matéria orgânica e nitrogênio, considerando o reator LEAI uma alternativa viável.

Moretto (2014) trabalhando com um sistema de reatores um anaeróbio de leito estruturado e outro aeróbio de leito móvel, para a remoção de matéria orgânica e nitrogênio de efluente da indústria de produção de ração animal, operado com TDH de 4,85, 3,0, 1,5, e 1,0, obteve percentuais de remoção de DQO acima de 60% em todas as fases e de nitrogênio total acima de 50%.

Wosiack et al. (2015) também avaliaram a remoção de DQO e nitrogênio de águas residuárias de uma fábrica de rações, seu sistema composto por reator anaeróbio de leito estruturado sob aeração intermitente mostrou-se eficiente. Para a remoção de DQO atingiu 85% de eficiência quando operado com 150 min de aeração, com ciclo total de 180 min.

Correa et al. (2016) utilizando um reator de leito estruturado operado com aeração intermitente (4h aerando/ 2h não aerando), com TDH de 16 h, tratando esgoto sanitário advindo de uma estação de tratamento de esgoto, com DQO_T média de $367 \pm 152 \text{ mg.L}^{-1}$ e NKT médio de $86 \pm 5 \text{ mg.L}^{-1}$, computou percentuais médio de remoção de DQO $88 \pm 4\%$ e NKT $72 \pm 6\%$, indicando potencial para utilização deste tipo de sistema para o tratamento de outros tipos de efluentes.

Do exposto observa-se que o reator de leito estruturado apresenta potencial elevado para o tratamento biológico de efluentes, porém ainda existem muitos estudos que podem ser feitos em relação a este tipo de sistema, principalmente em relação à aplicação de elevadas cargas orgânicas a este reator.

4.MATERIAL E MÉTODOS

4.1 EFLUENTE

O efluente utilizado durante a fase experimental foi proveniente de uma indústria de laticínios, situada no norte do Paraná. A indústria em questão trabalha com a produção de leite, queijo e iogurte.

A coleta do efluente foi realizada após o flotor para não ocorrer problemas com gorduras, com intervalos semanais (7 dias), sendo o efluente coletado acondicionado em galões e armazenado em geladeira (4°C) para sua preservação, até o momento da sua utilização.

4.2 INSTALAÇÃO EXPERIMENTAL

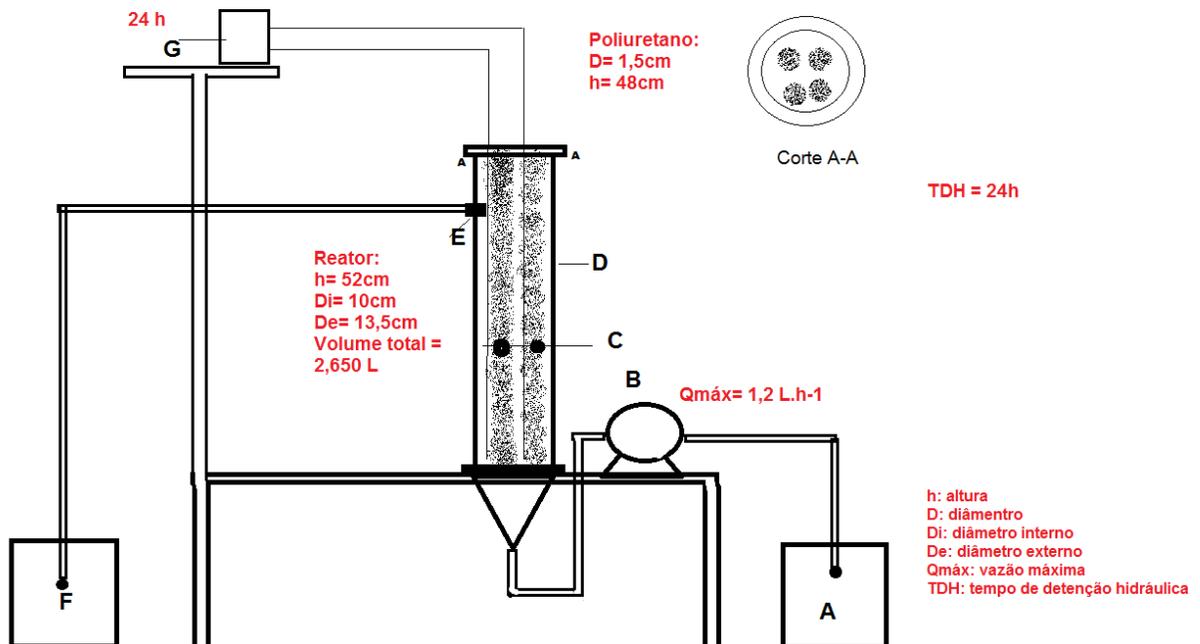
O sistema de tratamento, em escala de bancada, foi composto por um reator construído em acrílico, de formato cilíndrico, com um volume total de 2,650 L. No seu interior foram acondicionadas quatro estruturas cilíndricas de poliuretano, que juntas ocuparam 20% do volume útil do reator (Figura 3).

O efluente foi alimentado no reator por meio de uma bomba de deslocamento positivo da marca ProMinente modelo GALA, com vazão de 0,11 L.h⁻¹. O TDH utilizado durante toda a operação do reator foi de 24 horas.

Para fornecer oxigênio ao sistema foi utilizada uma bomba de aeração, ligada a uma pedra porosa, que foi acondicionada no fundo do reator. A bomba de aeração ficava ligada durante 24 horas.

O reator operou sem controle de temperatura, ou seja, a temperatura ambiente.

Figura 3- Ilustração do sistema de tratamento utilizado.



Legenda: A- Reservatório de entrada; B- Bomba de alimentação; C- Material suporte; D – Reator de Leito Estruturado; E – Saída do efluente; F- Reservatório de saída do efluente tratado; G- Bomba de aeração.

Fonte: Autoria própria (2017).

4.3 INÓCULO E FASE DE ADAPTAÇÃO DO SISTEMA

Para dar partida ao sistema foi utilizado um inóculo proveniente de um sistema de tratamento aeróbio (lodos ativados), de uma indústria de laticínios. Após a coleta este foi colocado no reator, de forma a ocupar cerca de 10% do volume útil deste (cerca de 200 mL), como indicado por Van Haandel e Lettinga (1994). Após a inserção do lodo, as estruturas cilíndricas de poliuretano foram colocadas no reator, e este foi preenchido com o efluente coletado na indústria de laticínios diluído a uma razão de 1/2, para favorecer o desenvolvimento dos organismos nitrificantes.

O reator ficou operando por cerca de 14 dias com aeração contínua e em bateladas, sendo alimentado com o efluente de laticínios diluído (1/2), com TDH de 24

horas. Após este período foi ligada a bomba de alimentação ao sistema e este começou a ser operado em fluxo contínuo.

4.4 FASES EXPERIMENTAIS

Foram trabalhadas 2 fases experimentais no reator, sendo estas com diferentes valores de cargas orgânicas volumétricas aplicada (COV), como apresentado no Tabela 2.

Quadro 1 - Variações de Carga Orgânica Volumétrica aplicada (COV) ao reator de leito estruturado nas diferentes fases trabalhadas.

Fase	TDH (h)	COV (kgDQO _T /m ³ .dia)	Tempo de operação (dias)
I	24	0,3	21
II	24	0,6	34

Fonte: Autoria própria (2017).

4.5 ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS

O monitoramento do sistema foi realizado por meio de análises físico-químicas do afluente e efluente ao sistema de tratamento. As análises realizadas, bem como suas frequências e metodologias encontram-se dispostas no Quadro 2. As análises de pH, alcalinidade, DQO, Sólidos Totais e N-NH₄⁺ foram realizadas no laboratório de Hidráulica da UTFPR – Campus Londrina, já as análises de N-NO₂⁻, N-NO₃⁻ e Nitrogênio Kjeldahl Total- NKT foram realizados no laboratório de Hidráulica e Saneamento da UEL.

Quadro 2 -Análises físico-químicas realizadas no afluente e efluente ao sistema de tratamento.

Análise/unidade	Frequência (vezes na semana)		Metodologia
	Afluente	Efluente	
pH	5		4500-H ⁺ B
Alcalinidade (mg CaCO ₃ .L ⁻¹)	5		2320 B
Demanda Química de Oxigênio Total (DQO _T) (mg.L ⁻¹)	3		5220 D
Demanda Química de Oxigênio Filtrada (DQO _F) (mg.L ⁻¹)	2		5220 D
Sólidos Totais (ST) (mg.L ⁻¹)	2		2540 A-E
N-amoniaco (mg.L ⁻¹)	2		4500-NH ₃ B/C
Nitrito N-NO ₂ (mg.N.L ⁻¹)	ND	2	4500-NH ₃ B – FIA
Nitrato N-NO ₃ ⁻ (mg.N.L ⁻¹)	ND	2	4500-NH ₃ B – FIA
Nitrogênio Kjeldhl Total (NKT) (mg.L ⁻¹)	2		4500-N _{org} / 4500-NH ₃ C Kjeldhl

Nota: Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2012),

Fonte: Autoria própria (2017).

4.6 CÁLCULO DAS EFICIÊNCIAS

As eficiências de remoção de NKT e DQO foram calculadas levando em consideração os valores afluente e efluente. Para a eficiência de remoção de Nitrogênio Total (NT) e percentual de desnitrificação, utilizou-se as equações propostas no trabalho de Barana et al. (2013) - Equação 1 e Equação 2, fazendo apenas uma modificação na Equação 2, onde ao invés de se utilizar a concentração de N-NH₄⁺, utilizou-se a concentração de concentração de NKT.

$$\%Remoção\ NT = \left(\frac{(NKT)_{af} - (NKT + NO_{2-} + NO_{3-})_{ef}}{(NKT)_{af}} \right) * 100 \quad (\text{Equação 1})$$

$$\%Desnitrificação = \left(\frac{(NKT)_{af} - (NKT + NO_{2-} + NO_{3-})_{ef}}{(NKT)_{af} - (NKT)_{ef}} \right) * 100 \quad (\text{Equação 2})$$

Sendo:

NKT_{af}: Nitrogênio Kjeldhl Total afluyente (mg.L⁻¹)

NKT_{ef}: Nitrogênio Kjeldhl Total efluente (mg.L⁻¹)

NO_{2ef}: Nitrito efluente (mg.N.L⁻¹)

NO_{3ef}: Nitrato efluente (mg.N.L⁻¹)

4.7 ANÁLISE ESTATÍSTICA

Para a análise dos dados foi utilizada a estatística descritiva com o cálculo da média e desvio padrão. Para avaliar se houve diferença significativa entre os percentuais de remoção de matéria orgânica (DQO_T) e nitrogênio (N-NH₄⁺, NKT e NT) nas diferentes fases trabalhadas, foi utilizado o teste de hipótese Teste t-Student, com um nível de significância $\alpha = 0,05$ (p-valor < 0,05), para amostras dependentes. O software livre utilizado para realizar as referidas análises foi o Bioestat 5.0.

5.RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1 CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE

A Tabela 2 apresenta a caracterização físico-química realizada no efluente de laticínios trabalhado, comparando a mesma com valores típicos encontrados na literatura.

Tabela 2-Parâmetros do efluente coletado comparado com valores típicos encontrados na literatura.

Parâmetros	pH	Alcalinidade (mg CaCO ₃ .L ⁻¹)	NKT (mg.L ⁻¹)	DQO _T (mg. L ⁻¹)	DQO _F (mg. L ⁻¹)	ST (mg. L ⁻¹)
Efluente trabalhado	5,3±0,45	558±191,76	25,76±9,97	471±166,47	302±117,05	1659,9±472,69
Valores Típicos	5,3 – 9,4	320 - 970	15 – 180	500 – 4500	ND	2705 – 3715

Fonte – Environment Agency of England and Wales, 2000 –European Commission – IPPC (2006)

Observa-se da Tabela 2 que o efluente coletado, apresentou valores de pH abaixo de 7 (pH ácido). Este resultado pode ser explicado pela adição de produtos químicos (substâncias ácidas) utilizados na limpeza dos equipamentos na indústria (POKRYWIECKI, 2013).

Como o pH do efluente gerado na indústria de laticínios encontrou-se na faixa ácida, foi necessário corrigir o mesmo com Bicarbonato de Sódio (NaHCO₃- 0,5mg.L⁻¹), antes da sua inserção no sistema de tratamento biológico, visto que o pH abaixo de 7 poderia prejudicar ação dos organismos presentes no sistema, principalmente os nitrificantes e desnitrificantes.

O efluente trabalhado apresentou boa representatividade em relação aos valores típicos encontrados na literatura, com exceção da concentração dos ST, que situou-se abaixo do normalmente contabilizado. Porém esta discrepância nos resultados pode ser explicada devido ao ponto de coleta do efluente a ser tratado,

sendo este após o flotor, que segundo dados fornecidos pela empresa remove cerca de 60% dos ST presentes no efluente.

5.2 FASE DE ADAPTAÇÃO DO SISTEMA

A fase de adaptação do sistema de tratamento teve duração de 14 dias. Nesse período o sistema foi operado em batelada e submetido à aeração contínua. Essas condições foram empregadas para promover o desenvolvimento dos microrganismos nitrificantes. Na Tabela 3 são apresentados os valores médios afluentes e efluentes, dos parâmetros físico-químicos analisado nessa fase.

Tabela 3- Valores médios afluentes (Af), efluentes (Ef) e percentual de remoção dos parâmetros físico-químicos analisados na Fase de adaptação do sistema de tratamento.

Parâmetros	Af	Ef
pH	7,5 ± 0,3	8,9 ± 0,3
Alcalinidade (mg CaCO ₃ .L ⁻¹)	442±270,22	443±203,22
NKT (mg/L)	17,74±5,0	5,7±1,35
DQO _T (mg/L)	319±90,44	22±24,39
DQO _F (mg/L)	228±89,27	13±17,67
Remoção NKT		67,1±5%
Remoção DQO _T		95±5%
Remoção DQO _F		97±4%

Fonte: Autoria própria (2017).

Observa-se dos resultados apresentados na Tabela 3 que com 14 dias de operação o sistema apresentou percentuais elevados de remoção de matéria orgânica (acima de 90%) e foi constatada a ação das bactérias nitrificantes, pelo menos das Bactérias Oxidadoras de Amônia (BOA), visto que foi obtido um percentual médio de remoção de NKT de 67,1±5%. Com este resultado foi atingido o objetivo desta primeira fase e deu-se início as fases de operação do sistema efetivamente.

5.3 FASES DE OPERAÇÃO: pH E ALCALINIDADE

A Tabela 4 apresenta os valores de pH e alcalinidade total do afluente (Af) e efluente (Ef) ao sistema de tratamento, nas as fases de operação trabalhadas.

Tabela 4 - Valores de pH e alcalinidade afluente (af) e efluente (af) ao sistema de tratamento.

Fase	pH		Alcalinidade (mg CaCO ₃ .L ⁻¹)	
	Af	Ef	Af	Ef
I	7,2±0,6	8,7±0,14	517±115,5	494±115,5
II	7,0±0,37	8,2±0,32	625,6±140,9	632,5±140,9

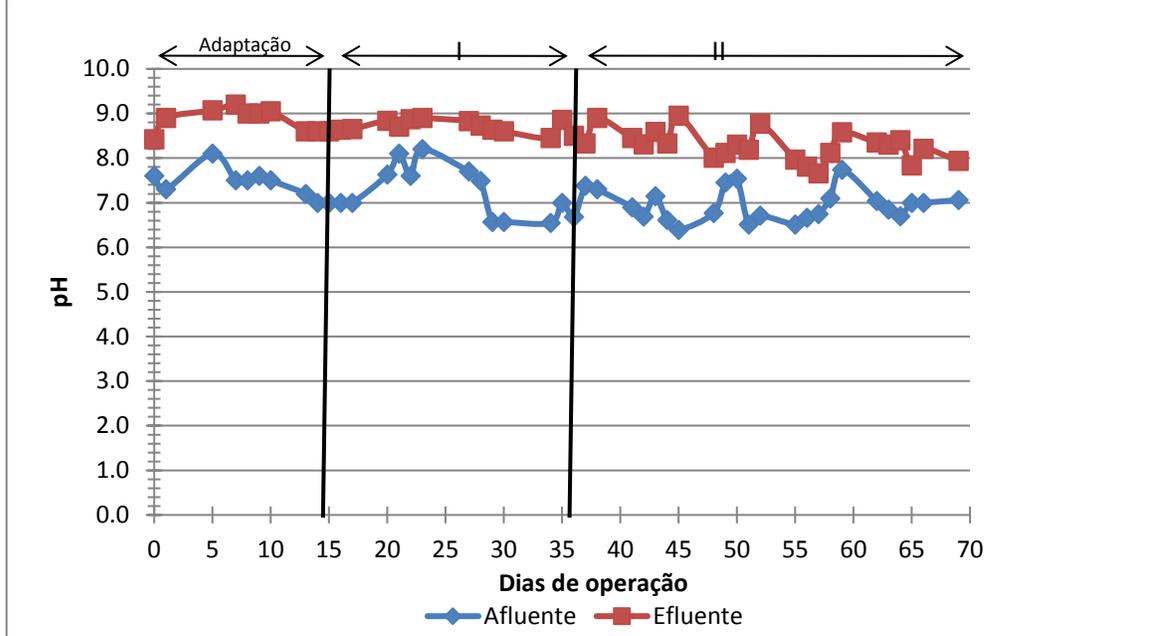
Fonte: Autoria própria (2017).

Nota-se da Tabela 4 que os valores de pH afluente quase não variaram, isto ocorreu devido a correção do pH de entrada com NaHCO₃. Observa-se também que o pH de saída foi superior ao de entrada, o mesmo aconteceu com alcalinidade na Fase II, mas em geral não variou muito.

A alcalinidade é um parâmetro químico que mede o potencial de tamponamento no sistema, sendo seus principais constituintes os bicarbonatos (HCO₃⁻), os carbonatos (CO₃²⁻) e os hidróxidos (OH⁻). A distribuição entre estas três formas no efluente é função do pH. Quando o pH do meio encontra-se entre 8,3 e 9,4, a alcalinidade é devida principalmente a presença de carbonatos e bicarbonatos (VON SPERLING, 2005). Como ao afluente foi adicionado NaHCO₃, este possivelmente, manteve-se no meio e contribuiu para o aumento da alcalinidade efluente.

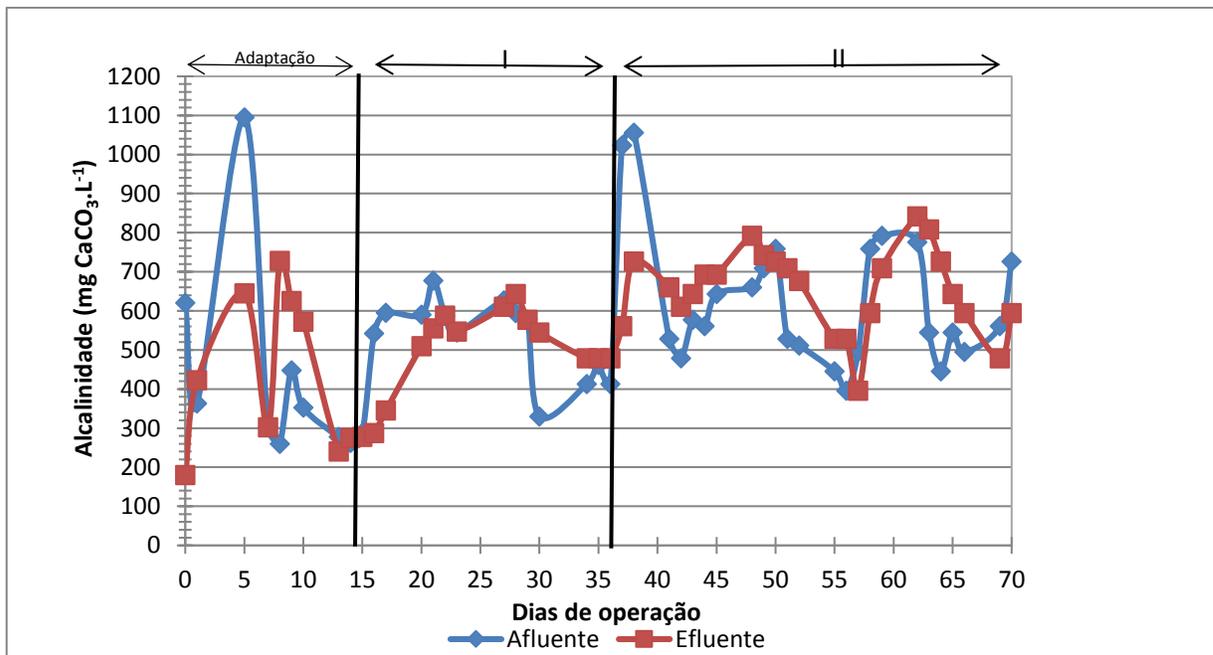
O comportamento do pH e da alcalinidade total durante toda a operação do sistema pode ser visualizado nas Figuras 4 e5, respectivamente.

Figura4- Gráfico com os valores de pH afluente (af) e efluente (ef) ao sistema de tratamento.



Fonte: Autoria própria (2017).

Figura 5- Gráfico com os resultados de alcalinidade afluente (af) e efluente (ef).



Fonte: Autoria própria (2017).

Observando as características dos dois gráficos (Figura 4 e 5), pode-se apontar que em ambas as Fases, houve uma mesma tendência de variação dos constituintes analisados, pH e alcalinidade, isto indica que os mesmos mantiveram o mesmo padrão de variação, o que pode ser explicado devido ao controle de pH de entrada, que, como já apontado influenciou também na alcalinidade. Sendo assim, a alteração de carga no sistema não veio a interferir bruscamente nos valores de pH e alcalinidade de efluente.

Nota-se que durante a operação do sistema, o pH afluente apresentou variação entre 6,6 a 8,1 e efluente entre 7,6 e 9,2. Consta-se destes valores que o pH no sistema foi favorável ao desenvolvimento dos organismos heterotróficos aeróbios, nitrificantes e desnitrificantes (VILLAVERDE et al., 1997; HENZE et al., 2001), não sendo este um parâmetro que tenha influenciado nos percentuais de remoção de matéria orgânica e nitrogênio.

Pambrun et al. (2008) estudaram a influência do pH em relação a taxa de nitrificação, e observaram que para valores menores que 7,5 a taxa de nitrificação decresce progressivamente, quando a amônia livre torna-se limitante. Para valores de pH acima de 8,5, a taxa decresce rapidamente pelo aumento das concentrações de amônia livre.

Quanto a alcalinidade, pode-se afirmar que quando esta encontra-se em concentrações adequadas, a mesma garante o fornecimento de carbono inorgânico que é necessário às bactérias nitrificantes (Gray, 2004). Nos efluentes industriais com carga orgânica elevada, a alcalinidade deverá ser suficiente para suprir e equilibrar a acidez produzida na nitrificação.

De acordo com Metcalf e Eddy (2003), teoricamente o processo de nitrificação consome 7,14 mg de alcalinidade em função de CaCO_3 por mg de amônia oxidada, ocasionando queda na alcalinidade do efluente. Já a produção teórica de alcalinidade é de 3,57 mg CaCO_3 por mg de N-NO_3 reduzido.

Para tratamentos biológicos utilizando material suporte para formação de biofilme, é favorável o aumento da alcalinidade, pois conseqüentemente eleva o pH nas camadas internas do biofilme contribuindo para um processo de nitrificação mais rápido nestas estruturas (SHANAHAN e SEMMENS, 2015).

5.4 REMOÇÃO DE NITROGÊNIO

Na Tabela 5 são apresentadas as médias da concentração afluenta, efluente e percentual de remoção de NKT obtidos nas fases de operação trabalhadas. Na Figura 6 são apresentados os valores de NKT afluenta e efluente determinados ao longo do período de operação do sistema de tratamento.

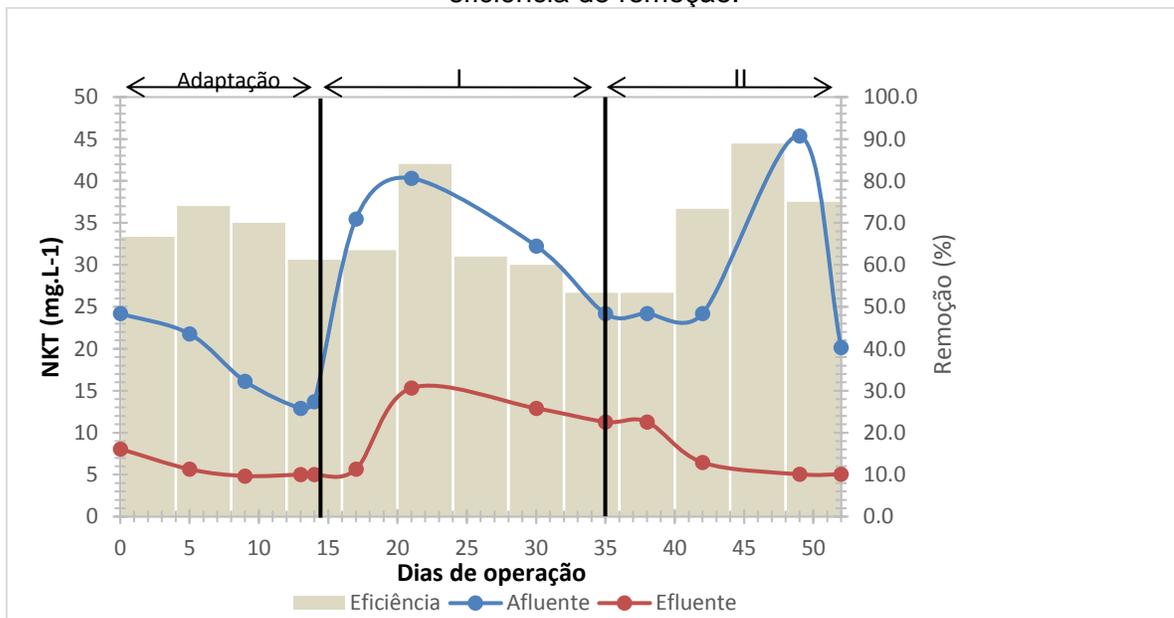
Tabela 5 – Média afluenta (af), efluente (EF) e eficiência de remoção de NKT.

Fase	NKT (mg.L ⁻¹)		% Remoção NKT
	Af	Ef	
I	33,1±6,87	11,4±4,11	64,9±13,3 ^a
II	28,5±11,4	6,9±3,0	72,6±14,6 ^a

^aMédias estatisticamente iguais (ao nível de 5%).

Fonte: Autoria própria (2017).

Figura 6 - Gráfico da concentração de NKT (af) e efluente (ef) ao sistema tratamento, junto com eficiência de remoção.



Fonte: Autoria própria (2017).

Da Tabela 5 constata-se que mesmo com a variação de carga o sistema recebeu concentrações maiores de NKT na Fase I, onde o efluente a ser tratado estava sendo inserido no reator diluído em uma fração de ½. Nota-se também dos resultados

apresentados na Tabela 5 que mesmo o TDH no reator ter sido de 24 horas e o sistema operado com aeração contínua, ainda houve matéria orgânica nitrogenada remanescente.

Contaminantes presentes nos efluentes de laticínios, como as proteínas e produtos de lavagem (detergente e desinfetantes), são alguns dos constituintes biológicos e químicos que contribuem para a fração nitrogenada do efluente (DEMIREL et al., 2005).

Observa-se da Figura 6 que os valores de NKT afluente variaram entre 25mg.L⁻¹ e 40 mg.L⁻¹, e que o percentual de remoção deste constituinte permaneceu praticamente constante ao longo de toda operação do sistema.

Da análise estatística (Teste t-Student) aplicado aos percentuais de remoção de NKT nas duas Fases trabalhadas, obteve-se que não houve diferença significativa entre estes dados, ao nível de 5% (p-valor > 0,05), indicando que as variações de COV não influenciaram na remoção de NKT.

Na Tabela 6 são apresentadas as concentrações médias de N-NH₄⁺, N-NO₂⁻ e N-NO₃⁻, eficiência de desnitrificação e remoção de nitrogênio total (NT) obtidas no sistema.

Tabela 6- Concentrações afluente (Af) e efluentes (Ef) de N-NH₄⁺, N-NO₂⁻ e N-NO₃⁻ EF e eficiência de desnitrificação e remoção de Nitrogênio Total (NT) obtidos nas fases trabalhadas.

Fase	N-NH ₄ ⁺		N-NO ₂ ⁻ (mg.L ⁻¹)		N-NO ₃ ⁻ (mg.L ⁻¹)		Eficiência (%)	
	Af	Ef	Ef	Ef	Desnitrificação*	Remoção de NT		
I	ND	ND	0,07±0,06	7,4±12,25	91±15 ^a		53±7 ^b	
II	ND	ND	0,15±0,12	3,47±2,02	80±13 ^a		58±7 ^b	

^aMédias estatisticamente iguais (ao nível de 5%).

^bMédias estatisticamente iguais (ao nível de 5%).

Fonte: Autoria própria(2017).

Não foi detectado N-NH₄⁺ no afluente e efluente, o que indica que todo o NKT que entrou no sistema foi convertido a N-NH₄⁺, ou seja, foi utilizado pelas BOA, dando início ao processo de nitrificação. Deste resultado averigua-se que as alterações de carga trabalhadas não vieram a interferir na ação das BOA.

A falta de N-NH₄⁺ no afluente é explicada pela característica do efluente de laticínios trabalhado, visto que a maior parcela da fração de matéria orgânica nitrogenada, vem das proteínas, e como no sistema de produção do efluente, não

existem microrganismos para realizar o processo de oxidação das proteínas, no flotor ainda há predominância de matéria orgânica nitrogenada.

Não foram detectadas concentrações de N-NO_2^- e N-NO_3^- afluente. O valor médio da concentração de N-NO_2^- efluente ($0,07 \text{ mg.L}^{-1}$), mostra que não houve acúmulo de nitrito no sistema, indicando a ação das BOA neste.

Ao levar em consideração os valores de entrada e saída de NKT e os valores de N-NO_3^- pode-se indicar que mesmo o sistema sendo operado com aeração contínua, houve o processo de redução de N-NO_3^- a Nitrogênio gasoso, o que pode ser confirmado pela estimativa da eficiência de desnitrificação no sistema (Tabela 6).

O processo de desnitrificação convencional em sistemas aeróbios é possível devido à existência de material suporte no meio. A formação do biofilme ou floco pode criar resistência à difusão de OD e nutrientes que como consequência geram gradientes de concentração destes constituintes no meio, que permitem que microrganismos executem diferentes vias metabólicas.

No caso de sistemas que tratam efluentes com disponibilidade de nitrogênio e matéria orgânica, segundo Fu et al. (2010) e Guadie et al (2014) nas camadas externas do biofilme podem ser encontrados os organismos aeróbios responsáveis pela oxidação do nitrogênio amoniacal a nitrato, e nas camadas internas os organismos desnitrificantes heterotróficos.

Como no sistema houve o processo de nitrificação e desnitrificação, pode-se apontar que neste ocorreu o processo de Nitrificação e Desnitrificação Simultânea (NDS). No processo de NDS a nitrificação ocorre ao mesmo tempo que a desnitrificação em uma mesma unidade de tratamento (LIU et al, 2010). Esse mecanismo contribui para elevada remoção de nitrogênio e o controle do equilíbrio entre os processos de nitrificação e desnitrificação (ZHANG; ZOU, 2007).

Por ser um processo simultâneo, o sistema de NDS não necessita de um segundo tanque anóxico, já que a desnitrificação ocorre no tanque aerado, e podem ser mantidas condições operacionais constantes, por essa razão pode-se obter diminuição dos custos de operação dos sistemas e redução da demanda de oxigênio (DO CANTO et al., 2008; HU et al., 2009).

Mesmo apresentando eficiências de desnitrificação acima de 70% em ambas as fases trabalhadas, o percentual de remoção de NT no reator de leito estruturado ficou em torno de 50%, demonstrando a existência de nitrogênio residual no efluente.

A relação C/N (DQO_T/NKT) afluyente ficou em torno de 7 na Fase I e 10 na Fase II. Este aumento na relação C/N da Fase I para a Fase II, se deve ao aumento da COVa. A relação C/N afeta de maneira direta a fração de bactérias nitrificantes autotróficas e desnitrificantes heterotróficas no biofilme (OHASHI et al., 1995). Segundo Xia et al. (2010), quanto maior a relação C/N maior a eficiência de NDS devido a não escassez de doadores de elétrons, o que resulta em um maior percentual de remoção de NT no sistema.

Chiu et al. (2007) relatam que quando o sistema de tratamento é submetido a baixas relações C/N (abaixo de 2), pode ocorrer acúmulo de $N-NO_2^-$ e $N-NO_3^-$, indicando que a nitrificação é o processo predominante quando ocorre o aumento desta relação observou-se que todos os componentes nitrogenados intermediários foram reduzidos. Estes resultados estão de acordo com o apresentado por Xia et al (2010), e indicam que para um processo de NDS eficiente ocorra, é necessário que as taxas de nitrificação e desnitrificação estejam em equilíbrio.

Fu et al. (2010) analisaram o processo de NDS, em um reator de leito móvel com biofilme, operado com um TDH de 10h e concentrações de oxigênio dissolvido variando de 3,0 a 4,0 $mg.L^{-1}$. O sistema obteve elevadas eficiências de remoção de DQO, 91%, 93% e 96% para razões C/N de 4,5, 8,9 e 13,4, respectivamente.

Fan et al. (2013) constataram que em elevadas razões C/N pode ocorrer competição entre os organismos nitrificantes e heterotróficos por OD nas camadas externas do biofilme, e que para uma relação C/N de 10, os percentuais de remoção de DQO (96%) e nitrogênio (99%) ainda são elevados.

Aplicando o teste t-Student, ao nível de 5%, aos resultados de remoção de NT em ambas as fases, obteve-se que a variação de COVa não veio a influenciar na remoção de NT, indicando que os organismos autotróficos nitrificantes e heterotróficos, coexistiram no sistema de tratamento em ambas as fases, não inibindo a ação um do outro.

Observando os resultados de NKT médio afluente nas duas Fases, e comparando os mesmos com o exigido pela Resolução CONAMA 430/2011, constatase que o efluente tratado encontra-se dentro dos padrões exigidos para o lançamento de efluentes industriais.

5.5 REMOÇÃO DE DQO E SÓLIDOS TOTAIS (ST)

Devido a problemas técnicos, não foi possível determinar a concentração de todos os constituintes presentes na série de sólidos, sendo possível estimar apenas a concentração de ST afluente e efluente.

A Tabela 7 apresenta os valores médios de DQO_T , DQO_F e ST afluente e efluente do sistema operado, assim como a eficiência de remoção dos mesmos em cada condição experimental.

Tabela 7 – Valores médios afluentes (Af), efluentes (Ef) e percentual de remoção de DQO_T , DQO_F e ST, juntamente com as concentrações efluentes de DQO_T , DQO_F e ST obtidos nas Fases trabalhadas.

Fase	DQO_T (mg.L ⁻¹)		DQO_F (mg.L ⁻¹)		ST (mg.L ⁻¹)		% Remoção		
	Af	Ef	Af	Ef	Af	Ef	DQO_T	DQO_F	ST
I	339±119	37±55	135±106	6±7	1377±111	1103±196	90±11 ^a	95±4 ^b	20±6 ^c
II	617±111	33±22	351±98	25±28	2023±256	1715±186	94±4 ^a	93±5 ^b	15±7 ^c

^aMédias estatisticamente iguais (ao nível de 5%).

^bMédias estatisticamente iguais (ao nível de 5%).

^cMédias estatisticamente iguais (ao nível de 5%).

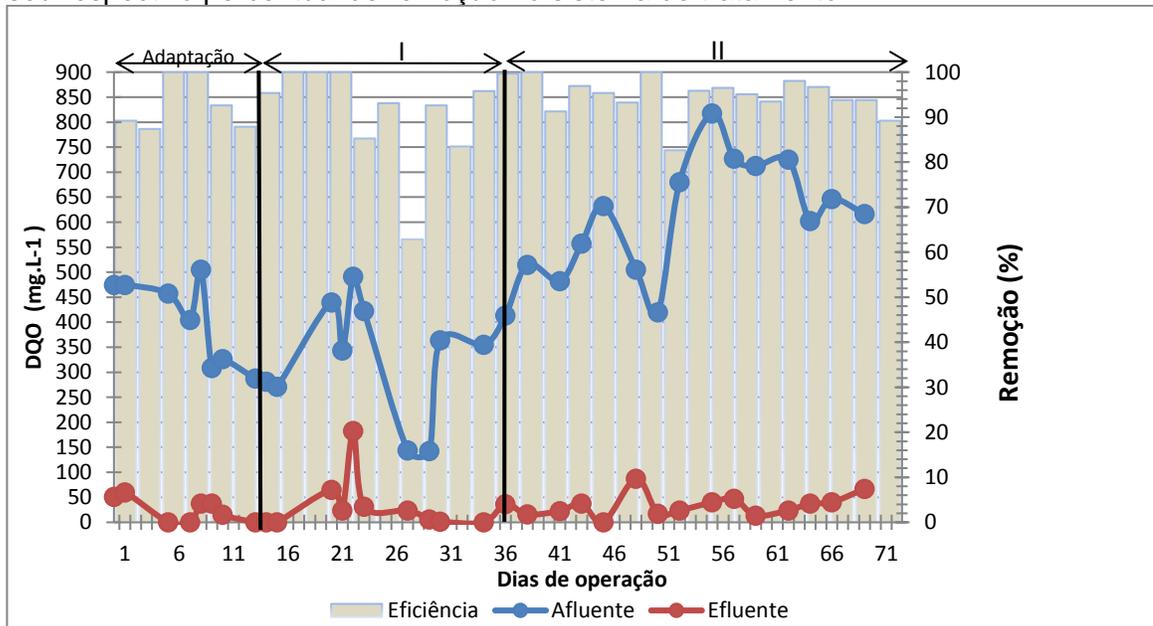
Fonte: Autoria própria(2017).

Dos resultados apresentados na Tabela 7, constata-se elevada concentração de matéria orgânica na forma particulada. Destes pode-se apontar, que os sólidos suspensos contribuíram com grande parte da matéria orgânica afluente, uma vez que a relação entre DQO_F e DQO_T média apresentou valores próximos a 60%, quando considerado o valor de DQO_T afluente sem diluição.

As Figuras 7 e 8 mostra o comportamento da concentração de DQO_T e DQO_F , respectivamente, afluente e efluente, bem como a remoção destes constituintes em todas as fases testadas.

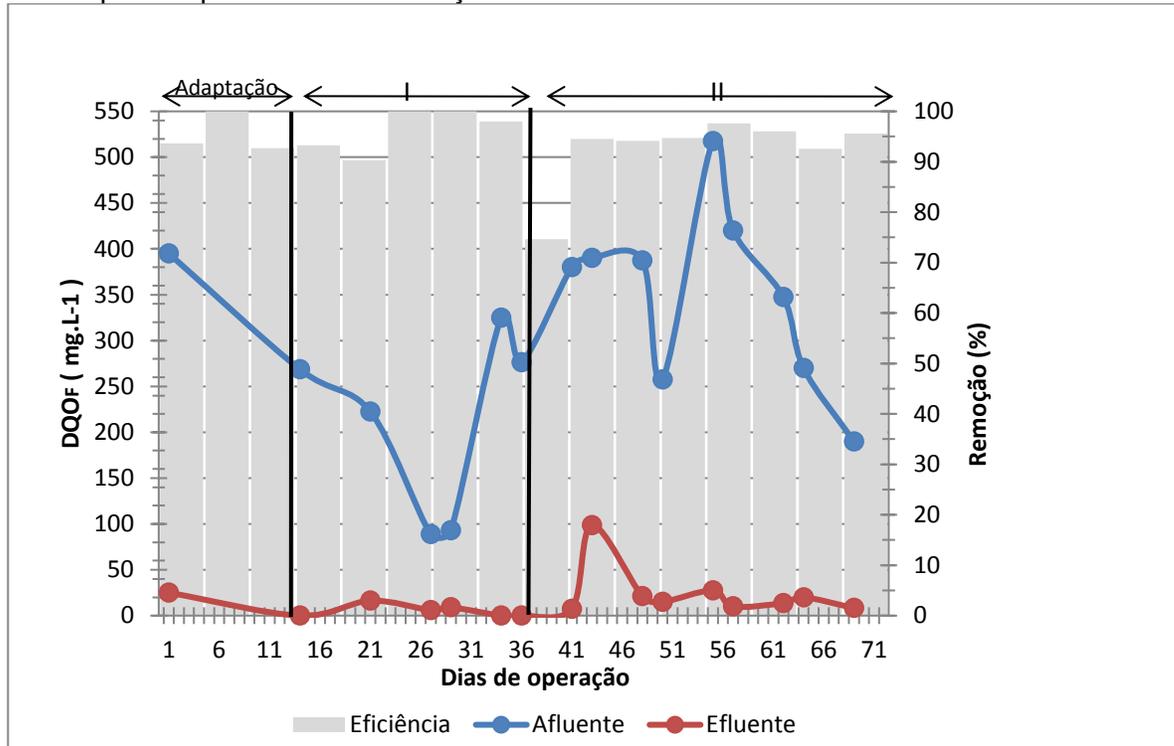
Observa-se a Tabela 7 e nas Figuras 7 e 8 que de modo geral, durante o período experimental, a remoção de DQO_T e DQO_F , foram estáveis e ficaram acima de 90%, o que resultou em um valor médio de DQO_T efluente abaixo de 90 mg.L^{-1} , nas duas fases trabalhadas, indicando estabilidade do sistema trabalhado.

Figura 7 - Gráfico da concentração de DQO_T afluente(Af) e efluente (ef), juntamente com seu respectivo percentual de remoção no sistema de tratamento.



Fonte: Autoria própria (2017).

Figura 8- Gráfico da concentração de DQOf afluente (Af) e efluente (ef), juntamente com seu respectivo percentual de remoção no sistema de tratamento.



Fonte: Autoria própria (2017).

Moura et al. (2012), trabalhando com efluente sintético, em um reator de leito estruturado com aeração intermitentes, em que o valor de DQO do efluente situava-se em torno de 370 mg.L⁻¹, obteve eficiências de remoção de DQO superiores a 85%, chegando a atingir uma eficiência máxima de 91%.

Wosiack et al (2013), trabalhando com efluente de indústria de ração animal, avaliaram a eficiência quanto à remoção de DQO e NT, também em um reator de leito estruturado com aeração contínua, obtendo eficiência de remoção de DQO de 91,8%.

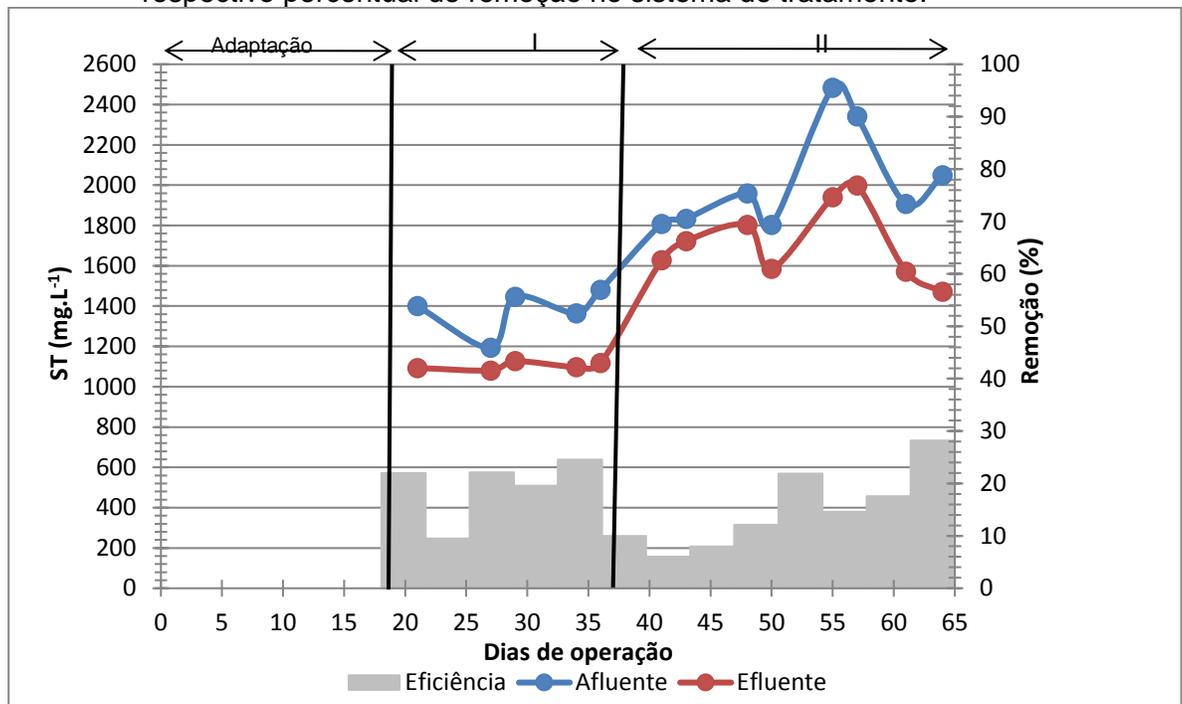
O teste de hipótese aplicado aos percentuais de remoção de DQO_T obtidos nas duas fases trabalhadas, indicou que não houve diferença significativa entre os percentuais de remoção obtidos, ao nível de 5%, indicando como já apontado, a estabilidade do sistema em relação à remoção deste constituinte.

Os valores médios de concentração de sólidos totais para Fase I e II, afluente foram de 1377 mg e 2023 mg.L⁻¹, respectivamente, e para efluente 1103 mg.L⁻¹ e 1715

mg.L⁻¹, o que resultou em um percentual médio de remoção deste parâmetro de 20% na Fase I e 15% na Fase II.

O comportamento das variações das concentrações de ST obtidas (afluente e efluente), juntamente com seu percentual de remoção da Fase I e II, são apresentadas na Figura 9, não foram detectados valores na Fase de adaptação. É possível observar, um aumento na concentração de ST na Fase II. Este aumento ocorreu possivelmente devido ao aumento da COVa.

Figura 9 - Gráfico da concentração de ST, afluente (Af) e efluente (ef), juntamente com seu respectivo percentual de remoção no sistema de tratamento.



Fonte: Autoria própria(2017).

Observa-se da Figura 9 que houve baixa remoção de ST no reator, nas duas Fases trabalhadas, sendo a concentração efluente muito próxima a concentração afluente ao sistema (Tabela 7).

Os ST medem a concentração de todos os materiais particulados e dissolvidos, voláteis e fixos presentes na água residuária. Como os resultados de DQO apontaram percentuais elevados de remoção de matéria orgânica partícula e dissolvida,

possivelmente a elevada concentração de ST presentes no efluente, esteja relacionada a parcela de material inerte.

O teste de hipótese (t-Student) aplicado aos percentuais de remoção de ST, obtidos em ambas as fases, apontou que não houve diferença significativa entre os mesmos, ao nível de significância de 5%, o que indica que a alteração de COVa não interferiu na remoção deste parâmetro.

Moura (2014) trabalhando com efluente de esgoto sanitário em um reator de leito estruturado submetido à aeração intermitente e utilizando espuma de poliuretano como material suporte, obteve concentrações de sólidos no efluente relativamente baixa quando comparada à efluentes em reatores de biomassa suspensa, com valor máximo de SSV igual à 108 mgSSV.L^{-1} .

Correa et al., (2016) utilizando o mesmo sistema de tratamento que Moura (2014), também sob aeração intermitente, obteve eficiência média de remoção para SSV de 88%, apresentando baixa perda de sólidos no efluente.

6.CONCLUSÃO

O sistema operado com o reator de leito estruturado de fluxo contínuo, com aeração, foi eficiente no tratamento de efluentes de laticínios, em relação à remoção de matéria orgânica, com eficiência acima de 90% para ambas as fases. Quanto a remoção de NT os percentuais obtidos não foram tão elevados nas duas fases, porém o efluente tratado atendeu os parâmetros de lançamento exigidos (Resolução CONAMA 430/2011).

Em relação aos resultados de pH e alcalinidade, afluente e efluente, devido a adição de fonte externa de alcalinidade, não foi possível concluir claramente se as alterações de COVa vieram a interferir diretamente nestes parâmetros.

Dos testes de hipóteses (teste t-Student), realizados em relação à remoção de NKT, NT, DQO_T e ST, em ambas as fases trabalhadas, obteve-se que não houve diferença significativa na remoção destes parâmetros, o que indica que a variação de COVa não veio a interferir na eficiência de remoção destes, o que demonstra estabilidade em relação ao sistema trabalhado quando aplicado diferentes cargas.

REFERÊNCIAS

AL-SHAMMARI, A.-S., S, B.-H., A, A.-S., & M, S. Treatment of Dairy Processing Wastewater using Integrated Submerged Membrane Microfiltration System. **Environ Anal Toxicol.** 2015.

American Public Health Association (APHA). **Standards Methods for the Examination of Water eWastewater.** Washington, D.C; 2012.

ANDERSON, G. K.; KASAPGIL, B.; INCE, O. Comparison of porous and non-porous media in upflow anaerobic filters when treating dairy wastewater. **Wat. Res.** Newcastle, v. 28, n. 7, p 1619 – 1624, 1994.

ANDRADE, L, H. **Tratamento de efluente de indústria de laticínios por duas configurações de biorreator com membranas e nanofiltração visando o reúso.** 2011. 231 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia, Belo Horizonte, 2011.

APHA; AWWA; WEF. Standard Methods For the Examination of Water and Wastewater. 22 ed. Washington, DC: APHA, 2012.

BARANA, A.C, D.D., Martins, T.H., Pozzi, E., Damianovic, M.H.R.Z, Del Nery, V., Forest, E. Nitrogen and organic matter removal in na intermittently aerated fixed-bed reactor for post-treatment of anaerobic effluent from a slaughterhouse wastewater treatment plant. **Journalof Environmental ChemicalEngineering**, 453 – 459. 2013.

BRAILE, P. M.; CAVALCANTI, J. E. W. A. **Manual de tratamento de águas residuárias industriais.** São Paulo: CETESB, 1993, 764 p.

BRASIL-Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº. 357 de 17 de março de 2005. Trata das condições de lançamento de efluentes.** Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, 2005.

BRASIL-Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução 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.** Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, 2011.

BRITZ, T. J.; LAMPRECHT, C.; SIGGE, G. O. Dealing with environmental issues. In: BRITZ, T. J.; ROBINSON, R. .K. **Advanced dairy science and technology.** Oxford: **Blackwell Publishing Ltd**, 2008, cap. 2, p. 35-75.

Cad.IPARDES.Curitiba,PR, eISSN 2236-8248, v.1, n.1, p. 32-46, jan./jun. 2011
CALIJURI, M. C.; ALVES, M.S.A; SANTOS, A.C.A. **Cianobactérias e cianotoxinas em águas continentais.** São Carlos: RIMA, 2006. 118p.

- CAMPOS, C. M. M, et al. Avaliação da eficiência do reator UASB tratando efluente de laticínio sob diferentes cargas orgânicas. **Ciência e Agrotecnologia**, 2004, 28.2: 1376-1384.
- CARAWAN, R. E.; JONES, V. A.; HANSEN, A. P. Wastewater characterization in a multiproduct dairy. **Journal of Dairy Science**, v. 62, n. 8, p. 1243-1251, 1979.
- CASTRO, V. C. de. **Diagnóstico do consumo de água, da geração de efluentes e de resíduos sólidos em um laticínio de pequeno porte**. 52 f. Curso de Ciência e Tecnologia de Alimentos, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2007.
- CENTURIÓN, R. E. B., GUNTHER, M. A. **Tratamento de despejos de laticínios: obtenção de parâmetros de projeto, em escala de laboratório através do uso de reatores biológicos aeróbios**. São Paulo: CETESB, 1976. 35p.
- CHIPASA, K. B.; MECHZYKA, K. Behavior of lipids in biological wastewater treatment processes. **Industrial Microbiology Biotechnology**, v. 33, p. 635–645, 2006
- CHIU, Y, C.; LEE, L, L. GHANG, C, N. CHAO, A, C. Control of carbon and ammonium ratio for simultaneous nitrification and denitrification in sequencing batch bioreactor. **Internacional Biodetereoration & Biodegradetion**, v.59, n.1 p. 1-7, jan. 2007
- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. **Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011**. Dispõe sobre as condições de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. 9 p. Disponível em: http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res11/propresol_lanceflue_30e31mar11.pdf. Acesso em: 1 jun. 2016.
- CORREA, C. Z., PRATES, K. V., AZEVEDO, C. S., LOPES, D. D., RODRIGUES, E. A., PETERLINI, G. Comportamento da remoção de matéria orgânica (DQO) e nitrogênio amoniacal em um reator de leito estruturado operado sob aeração intermitente. **Scientia Plena** , v. 9. 2016.
- DEMIREL, B.; YENIGUN, O.; ONAY, T. T. Anaerobic treatment of dairy wastewaters: a review. **Process Biochemistry**, v. 400, p. 2583-2595, 2005.
- DO CANTO, C. S. A.; RODRIGUES, J. A. D.; RATUSZNEI, S. M.; ZAIAT, M.; FORESTI, E. Feasibility of nitrification/ denitrification in a sequencing batch biofilm reactor with liquid circulation applied to post-treatment. **Bioresource Technology**, v. 99, n. 3, p. 644-654, 2008.
- DOMINGUES, L.; TEIXEIRA J.A.; LIMA N. Construction of a flocculent *Saccharomyces cerevisiae* fermenting lactose. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v.51, 621-626, 1999.

DRUNKLER, D. A. **Produção de requeijão cremoso simbiótico**. Tese (Doutorado em Tecnologia de Alimentos) - Programa de Pós-Graduação em Tecnologia de Alimentos, Setor de Tecnologia, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2009.

EMBRAPA. Agência de informação Embrapa: Agronegócio do leite. Disponível em: <<http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/Agencia8/AG01/Abertura.html>>. Acesso em 05 maio 2016.

EPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. (1975) Process design manual for nitrogen control. Washington: EPA. 1993.

FAEP. Federação da Agricultura do Estado do Paraná. Disponível em: <<http://www.faep.com.br/boletim/bi997/encarte/encbi997pag02.htm>> Acesso em 05 maio 2016.

FAN, J., WANG, W., ZHANG, B., GUO, Y., NGO, H. H., GUO, W., ZHANG, J., WUA H. Nitrogen removal in intermittently aerated vertical flow constructed wetlands: Impact of influent COD/N ratios. *Bioresource Technology*. v.143, p.461–466, 2013. doi: 10.1016/j.biortech.2013.06.038

FERREIRA, I. C. S. **Tratamento terciário da indústria de laticínios através da adsorção de lactose em argila esmectítica**. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo. 2007.

FU, B., LIAO, X., DING, L., REN, H., Characterization of microbial community in anaerobic moving bed biofilm reactor applied for simultaneous nitrification and denitrification, **World Journal of Microbiology and Biotechnology**, v. 26, n. 11, pp 1981-1990. 2010.

GUADIE, A., XIA, S., ZHANG, Z., ZELEKE, J., GUO, W., NGO, H.H., HERMANOWICZ S.W. Effect of intermittent aeration cycle on nutrient removal and microbial community in a fluidized bed reactor-membrane bioreactor combo system. **Bioresour Technol**. v.156, p. 195-205, 2014. doi: 10.1016/j.biortech.2014.01.008.

GRAY, N. F. **Biology of wastewater treatment**. London: Imperial College Press, 1420p. 2004

HENZE, M.; HARREMOES, O.; ARVIN, E.; LA COUR JANSEN, J. **Wastewater treatment: Biological and chemical processes**. 3d. Berlin, Germany: Springer. 2001, 430p.

HU, J., LI, D., LIU, Q. Effect of Organic Carbon on Nitrification Efficiency and Community Composition of Nitrifying Biofilms, **Journal of Environmental Sciences**, v. 21, pp. 387 – 394, 2009.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Atlas de saneamento. 2014. Disponível em: <<http://www.milkpoint.com.br/cadeia-do-leite/giro-lacteo/ibge-producao->

de-leite-cresceu-27-em-2014-sul-tornouse-a-maior-regiao-produtora-97326n.aspx>
Acesso em: 05 maio 2016.

INCE, O. Performance of a two-phase anaerobic digestion system when treating dairy waste water. **Water Research**, 1998. 2707-2713.

KHIN, T.; ANNACHHATRE, A. P. Novel microbial nitrogen removal processes. **Biotechnology Advances**, v. 22, n. 7, p. 519-32, set. 2004.

KITAMURA, H. K; AZEVEDO, C. S; LOPES, D. D. **Nitrificação de esgoto sanitário em reator de leito estruturado**. XXIII Encontro Anual de Iniciação Científica. 2014.

LIU, Y. SHI, H. XIA, L. SHEN, T. WANG, T. WANG, G. WANG, Y. Study of operational conditions of simultaneous nitrification and desnitrification in a Carrousel oxidation ditch for domestic wastewater treatment. **Bioresource Technology**, v.101, n. 3, p. 901-6, fev. 2010.

MACHADO, R. M. G.; FREIRE, V. H.; SILVA, P. C.; FIGUERÊDO, D. V.; FERREIRA, P. E. **Controle ambiental nas pequenas e médias indústrias de laticínios**. 1 ed. Belo Horizonte: Segrac, 2002, 223 p.

MAGANHA, M.F.B. **Guia técnico ambiental da indústria de produtos lácteos**. São Paulo: CETESB, 2006. 95 p.

MENDONÇA, L. C. **Microbiologia e cinética de sistema de lodos ativados como pós tratamento de efluente de reator anaeróbio de leito expandido**. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) Universidade de São Paulo. 2002.

METCALF & EDDY. (2003) **Wastewater engineering: treatment and reuse**. 4 ed. New York, McGraw-Hill International Edition, 2003.

MOCKAITIS, G., PANTOJA, J.L.R., RODRIGUES, J.A.D., FORESTI, E., ZAIAT, M., Continuous anaerobic bioreactor with a fixed-structure bed (ABFSB) for wastewater treatment with low solids and low applied organic loading content. **Bioprocess Biosyst Eng**. v.37, p.1361–1368, 2014.

MORETTO, C. **Remoção de matéria orgânica e nitrogenada de efluentes de indústria de ração animal em reatores de leito móvel e estruturado**. 2014. 88 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Edificações e Saneamento) – Centro de Tecnologia e Urbanismo, Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2014.

MOURA, R. B. **Desempenho de um reator vertical de fluxo contínuo e leito estruturado com recirculação do efluente, submetido à aeração intermitente, remoção de carbono e nitrogênio de um efluente sintético**. 2011. 122 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Departamento de Hidráulica e Saneamento, Escola de Engenharia de São Carlos, São Carlos, 2011.

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. **J. Environ. Manage.** v.98, p.163 – 167, 2012. doi:10.1016/j.jenvman.2012.01.009

MOURA, R. B. **Remoção de material orgânica e nitrogênio de esgoto sanitário em reator de leito estruturado submetida à aeração intermitente e recirculação do efluente.** 2014. 132 f. Tese (Doutorado em Ciências) – Departamento de Hidráulica e Saneamento, Escola de Engenharia de São Carlos, São Carlos, 2014.

NOCKO, L. M. **Remoção de Carbono e Nitrogênio em Reator de Leito Móvel Submetido à Aeração Intermitente.** Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Departamento de Hidráulica e Saneamento, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2008.

OHASHI, A.; SILVA, V. D. G.; MOBARRY, B.; MANEM, J. A.; STAHIL, D. A.; RITTMANN, B.E. Influence of substrate C/N ratio on the structure of multi-species biofilms consisting of nitrifiers and heterotrophs. **Water Science and Technology**, v. 32, n.8, p. 75-84, 1994.

O'LEARY, M.; REHM, G.; SCHMIT, M. Understanding Nitrogen in Soils. University of Minnesota Extension. Reviewed 1994.

ORHON, D.; GÖRGÜN, E.; GERMIRLI, F.; ARTAN, N. Biological treatability of dairy wastewaters. **Water Research**, v. 27, n. 4, p. 625- 633, 1992.

PAMBRUN, V.; PAUL, E.; SPÉRANDIO, M. Control and modeling of partial nitrification of effluents with high ammonia concentrations in sequencing batch reactor, **Chemical Engineering and Process**, vol. 4, p. 323–329. 2008

PANTOJA FILHO, J.L.R. (2011) **Remoção de Matéria Orgânica Carbonácea e Nitrogênio em Reator Aeróbio-Anóxico de Leito Fixo (RAALF) Aplicado ao Pós-Tratamento de Efluente de Reator Anaeróbio.** Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2011.

PHILIPS, A.M.L. (2008) **Utilização de reator de biodiscos para tratamento de efluentes com altas concentrações de nitrogênio.** Tese (Doutorado em Engenharia Química) – Universidade Federal De Santa Catarina. Florianópolis

POKRYWIECKI, T. S., GUMY, M. P., TONIAL, I. B., & POKRYWIECKI, J. C. Avaliação do processo de tratamento de efluentes de laticínios. **Rev. Acad** , S155-S161. 2013.

RODAS, M. A. B.; RODRIGUES, R. M. M. S.; SAKUMA, H.; TAVARES, L. Z.; SGARBI, C. R.; LOPES, W. C. C. Caracterização físico-química, histológica e viabilidade de bactérias lácticas em iogurtes com frutas. **Ciência e Tecnologia de Alimentos**, v. 21, n. 3, p. 304-309, 2001.

SANTOS, C. E. D. **Influência da relação carbono/nitrogênio e da fonte de carbono no processo de nitrificação e desnitrificação simultânea em um reator de leito estruturado**. 2014. 144 f. Dissertação (Mestre em Ciências)- Departamento de Hidráulica e Saneamento, Escola de Engenharia de São Carlos, São Carlos, 2014.

SANTOS, Carla E. D.; MOURA, Rafael B.; DAMIANOVIC, Márcia H. R. Z.; FORESTI Eugenio. 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**, São Carlos, v. 166, p 519-524, Nov 2015.

SARTI, A.; VIEIRA, L. G. T.; FOREST, E; ZAIAT, M. Influence of the liquid-phase mass transfer on the performance of a packed-bed bioreactor for wastewater treatment. **BioresourceTechnology**,v. 78, n. 3, p 231-238, 2001.

SCHIERHOLT NETO, G. F. **Desenvolvimento de Uma Flora de Microrganismos Oxidadores Anaeróbios de Amônia Utilizando Inóculos Provenientes de Dejeito Suíno**. 101f. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Santa Catarina, Departamento de Engenharia Química, Florianópolis, 2007.

SEAB. Secretaria de Estado da Agricultura e do Abastecimento. Departamento de Economia Rural 2014. Disponível em: <http://www.agricultura.pr.gov.br/arquivos/File/deral/Prognosticos/bovinocultura_leite_14_15.pdf> Acesso em 05 maio 2016.

SEAB. Secretaria de Estado da Agricultura e do Abastecimento. Departamento de Economia Rural 2015/16. Disponível em: <http://www.agricultura.pr.gov.br/arquivos/File/deral/Prognosticos/2016/bovinocultura_d_e_leite_2016.pdf>. Acesso em 29 agosto 2016.

SHAMMAS, N.K.H. Interaction of temperature, pH and biomass on the nitrification process. **Journal Water Pollution Control Federation**, v. 58, n.1, p. 52-59, 1986.

SHANAHAN, J. W.; SEMMENS, M. J. **Alkalinity and pH effects on nitrification in a membrane aerated bioreactor: An experimental and model analysis**. water e search, v. 74, p.10 e 22, 2015.

SHARMA, B.; AHLERT, R.C. Nitrification and nitrogen removal. **Water Research**, v.11, p. 897-925, 1977.

SILVA, H. A. **Nitrificação em sistemas de lodo ativado**. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande. 2009.

SILVA, F. K., & Eyng, J. (2013). O tratamento de águas residuais de indústria de laticínios: um estudo comparativo entre métodos de tratamento com biofiltro e com o sistema convencional de lagoas. **R. gest. sust. ambient** , 2013.

SILVA, A. R. B. **Tratamento de efluentes na indústria de laticínios**. 2013. 26 f. Monografia (Graduação do curso de Engenharia Química) – Universidade Federal de Uberlândia, Faculdade de Engenharia Química, Uberlândia, 2013.

SILVA, A. C. F. M. da; PATERNIANI, J. E. S.; ROSTON, D. M.; FERNANDES, T. B. Tratamento de resíduo líquido de laticínios utilizando Caixas de Gordura e Reator Anaeróbio Compartimentado seguido de Leitos Cultivados. **Revista Agrogeoambiental**, Pouso Alegre, v. 7, n. 3, p. 21-30, set. 2015.

SOUZA, D. T. **Tratamento biológico para remoção de nitrogênio de efluentes de curtumes**. Monografia (Graduação - Engenharia Química). Porto Alegre. 211p. 2011.

VILLAVERDE, S., POLANCO, F. FDZ, LACALLE, M.L. AND GARCIA, P.A. Influence of the suspended and attached biomass on the nitrification in a two submerged biofilters in series system. **Water Science and Technology**, v. 41 n° 4-5 p.169-176, 1997

VAN HAANDEL, A.C.; MARAIS, G. **O comportamento do sistema de lodos ativados – Teoria e aplicações para projetos e operação**. Tese de Doutorado.Universidade Federal da Paraíba, 1999. 488p.

VON SPERLING, M. Critérios de dados para uma seleção preliminar de tratamento de resíduos de esgotos. **Rev. Bio, São Paulo**, v.3, n.1, p.7-21, 1994.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. Vol. 4 Lodos Ativados. 2. Ed. Belo Horizonte: DESA-UFMG, v.1. P.428, 2002.

VON SPERLING, M.; CHERNICHARO, C. A. L. **Biological wastewater treatment in warm climate countries**.1. ed. Londres: IWA Publishing, 2005. v. 2. 1460 p.

XIA, J., LI, J., WANG, R., LI, J., ZHANG, Z. Tracking composition and dynamics of nitrification and denitrification microbial community in a biofilm reactor by PCR-DGGE and combining FISH with flow cytometry. **Biochemical Engineering Journal**. v.49, n.3, 2010. 370–378. doi:10.1016/j.bej.2010.01.013

WOLFF, Delmira Beatriz, et al. **Remoção biológica de carbono e nitrogênio de esgoto urbano em reatores híbridos utilizando dois materiais suporte flotantes**. 2005. 231f. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) – UFSC. Florianópolis. 2005

WOSIACK, A. P., KOKI, R. C., BARANA, C. A., DOLL, R. M. M., LOPES, D. D., DAMIANOVIC, Z. R. H. M., Avaliação da partida de reator biológico visando a remoção de matéria orgânica carbonácea e nitrogenada de efluente de fábrica de ração animal. **Revista de Engenharia e tecnologia**, v.5, nº 3, pp. 33-43, 2013

WOSIACK, P.A., LOPES, D D., DAMIANOVIC, M.H.R.Z., FORESTI, E., GRANATO, D., BARANA, A. C. Removal of COD and nitrogen from animal food plant wastewater in an intermittently-aerated structured-bed reactor.**Journalof Environmental Management**. v.154, p.145-150, 2015.

ZHANG P, ZHOU QI. **Simultaneous nitrification and denitrification in activated sludge system under low oxygen concentration**. Front. Environmental Sciences Eng. China, 2007.