

UNIVERSIDADE FEDERAL DE PELOTAS
CENTRO DE ENGENHARIAS
CURSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL E SANITÁRIA



Trabalho de Conclusão de Curso

**Separação de biomassa microalgal gerada no
tratamento de efluente**

Vanderleia Sinhor

Pelotas, 2014

VANDERLEIA SINHOR

**Separação de biomassa microalgal gerada no
tratamento de efluente**

Trabalho acadêmico apresentado
ao Curso de Engenharia Ambiental
e Sanitária, da Universidade
Federal de Pelotas, como requisito
parcial à obtenção do título de
Bacharel em Engenheiro
Ambiental e Sanitarista.

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Adriana Gonçalves da Silva Manetti

Pelotas, 2014

Banca examinadora:

Prof^a. Dr^a. Adriana Gonçalves da Silva Manetti/Centro de Engenharias/UFPel

Prof. Dr. Amauri Antunes Barcelos/Centro de Engenharias/UFPel

Me. Priscila Oliveira de Souza/PPGBioq/UFRGS

AGRADECIMENTOS

À Deus, pela força, fé e ânimo para superar os desafios da vida.

Aos meus pais, Nildo e Maria Ana, pela motivação e por acreditarem em mim, e ao meu irmão, Victor, por estar ao meu lado e ser o **meu maior incentivo**.

À professora Adriana Manetti, pela orientação, amizade e tranquilidade, sempre disposta a ajudar.

À Universidade Federal do Rio Grande, pela estrutura para realização dos experimentos e à Juliana Guerra pelo auxílio e ensinamentos.

À professora Luciara Corrêa, por ser essa pessoa tão especial, amiga e conselheira em todos os momentos.

À professora Claudia Lemons, por sua dedicação à Primeira Turma da Engenharia Ambiental e Sanitária, sempre atenciosa e acolhedora.

À todos os professores que tive a oportunidade de conhecer durante a graduação, pelo conhecimento que souberam compartilhar, de maneira especial aos professores da Engenharia Ambiental e Sanitária.

Ao professor Claudio Pereira, pela oportunidade de estágio e aprendizado proporcionados.

Aos colegas e amigos do LAHBBio, especialmente à Bruna Pacheco, Camila Nunes, José Coan, Marco Ziemmann, Marina Ritter, Priscila Souza e Rosiane Martins, pela parceria e conselhos valiosos.

Ao Edinilson Eckert, Fabieli Chiavagatti e Laurício Madaloz, por toda ajuda no início da caminhada em Pelotas.

Aos colegas e amigos que Pelotas e a Engenharia me proporcionaram, em especial à Eveline Araujo, Jaqueline Colvara, Lucas Terres, Marco Vinício,

Mélory Araújo, Raphael Vianna, Renata Cezimbra, Rosana Ames, Thais Mackey, Vinícius Waltzer, Vitória Azevedo.

À Edenara De Marco e Mariel Lapa, por compartilharem mais intensamente a reta final na graduação, dividindo momentos de estudos, de choro, de risos e conversas, e por desejar que essa amizade tenha vida longa!

À Universidade Federal de Pelotas, pela estrutura e auxílios que foram fundamentais para minha formação.

Às pessoas queridas, que de algum modo, contribuíram em algum momento da graduação.

MUITO OBRIGADA!

"Seja quem você for, qualquer posição que você tenha na vida – nível altíssimo ou mais baixo – tenha sempre como meta muita força, muita determinação e, sempre, faça tudo com muito amor e com muita fé em Deus que um dia você chega lá. De alguma maneira você chega lá".

Ayrton Senna

RESUMO

SINHOR, Vanderleia. **Separação de biomassa microalgal gerada no tratamento de efluente**. 2014. 60f. Trabalho de Conclusão de Curso (TCC). Graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária. Universidade Federal de Pelotas, Pelotas.

Os efluentes provenientes das indústrias alimentícias quando não tratados de forma adequada, podem causar danos ambientais em virtude de suas características físicas, químicas e biológicas. Dentro deste cenário, a coagulação química é considerada um eficiente e econômico método para tratamento de efluentes líquidos, bem como separação de microalgas, quando estas são utilizadas no tratamento biológico destes. Assim, o objetivo do presente trabalho foi investigar a aplicação de coagulantes inorgânicos na separação da biomassa gerada no tratamento de efluentes da indústria de laticínios por *Aphanothece microscopica* Nägeli. Experimentos foram realizados na ausência de luz, 30°C, pH 7,8 e aeração constante (1VVM). Realizou-se um planejamento experimental $3^2 \times 2$ em que as variáveis estudadas foram concentração dos coagulantes e pH nas condições de: 100 mg.L⁻¹, 350 mg.L⁻¹ e 450 mg.L⁻¹ e pH 6,0; 7,0; 8,0. Os coagulantes estudados foram cloreto férrico e sulfato de alumínio. Os ensaios foram realizados em Teste de Jarros, com agitação rápida de 110 rpm/30s, lenta de 50rpm/10s e tempo de sedimentação de 15 minutos. Considerou-se como resposta a influência dos parâmetros Turbidez, DQO (Demanda Química de Oxigênio), Sólidos Fixos (SF), Sólidos Voláteis (SV), Sólidos Totais (ST) e Sólidos Suspensos (SS). Os resultados indicaram importante efeito da matéria orgânica e sólidos suspensos na turbidez do efluente tratado. Nas condições experimentais os coagulantes FeCl₃ e Al₂(SO₄)₃ foram eficazes no processo de coagulação/floculação visando a separação da biomassa de *Aphanothece microscopica* gerada no tratamento de efluente de laticínios. Observou-se que a melhor condição para o cloreto férrico foi quando utilizou-se 350 mg.L⁻¹ e pH 6,0 e para o sulfato de alumínio foi na condição de 450 mg.L⁻¹ e pH 8,0

Palavras-chave: Efluente industrial. *Aphanothece microscopica* Nägeli. Coagulantes.

ABSTRACT

SINHOR, Vanderleia. **Separation of microalgal biomass generated in wastewater treatment**. 2014. 60f. Course Conclusion Paper (TCC). Graduation in Environmental and Sanitary Engineering. Federal University of Pelotas, Pelotas.

The wastewater from the food industries when not treated properly, cause enormous environmental damage due to its physical, chemical and biological characteristics. In this scenario, the chemical coagulation is considered an efficient and economical method for separating microalgae, when they are used in the biological treatment. The objective of this study was to investigate the application of inorganic coagulants in the separation of biomass generated in wastewater treatment of the dairy industry by *Aphanothece microscopica* Nägeli. Experiments were performed in the absence of light, 30 ° C, pH 7.8 and constant aeration (1VVM). We conducted an experimental design in which 3²x2 variables studied were concentration of coagulants and pH conditions of 100 mg.L⁻¹, 350 mg.L⁻¹ and 450 mg.L⁻¹ and pH 6.0; 7.0; 8.0. The coagulants studied were ferric chloride and aluminum sulfate. The assays were conducted in Test of Jars, rapid stirring of 110 rpm/30s, and slow of 50 rpm/10s and sedimentation time of 15 minutes. The influence of parameters, Turbidity, COD (Chemical Oxygen Demand), Fixed Solids (FS), Volatile Solids (SV), Total Solids (TS) and Suspended Solids (SS) were considered as a response. Results showed significant effect of organic matter and suspended solids in the turbidity of the treated effluent. Under the experimental conditions, FeCl₃ and Al₂(SO₄)₃ were effective coagulant in the coagulation/flocculation process to the separation of the biomass of *Aphanothece microscopica* generated by dairy wastewater treatment. It was observed that the best conditions for the ferric chloride was 350 mg.L⁻¹ and pH 6.0 while for aluminum sulfate was provided in 450 mg.L⁻¹ and pH 8.0.

Keywords: Industrial wastewater. *Aphanothece microscopica* Nägeli. Coagulants.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	14
1.1	OBJETIVOS.....	16
1.1.1	Objetivo Geral	16
1.1.2	Objetivos Específicos	16
2	REVISÃO DE LITERATURA.....	17
2.1	Efluentes industriais.....	17
2.1.1	Efluentes do processamento de leite	19
2.2	Utilização de cianobactéria no tratamento de efluentes	22
2.2.1	Utilização da cianobactéria <i>Aphanotece microscopica</i> Nägeli no tratamento de efluentes.....	24
2.3	Processo de coagulação-floculação na separação de microalgas/cianobactérias	26
3	METODOLOGIA	29
3.1	Obtenção do efluente.....	29
3.2	Preparo do inóculo.....	29
3.3	Desenvolvimento dos experimentos	29
3.4	Separação da biomassa gerada	30
3.4.1	Procedimentos dos testes com os coagulantes	30
3.4.2	Planejamento experimental	30
3.5	Avaliação dos resultados	32
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	33
4.1	Caracterização do efluente de laticínio bruto e após tratamento com cianobactéria.....	33
4.2	Separação de biomassa do efluente de laticínio tratado com cianobactéria	36

4.2.1	Escolha do coagulante	36
5	CONCLUSÃO	47
6	REFERÊNCIAS	49

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Quadro Operação ou processos que geram efluentes líquidos na indústria de laticínios.....	20
Figura 2. Efeito do pH e concentração de sulfato de alumínio na remoção de DQO.	44
Figura 3. Efeito do pH e concentração de sulfato de alumínio na remoção de turbidez.	44
Figura 4. Efeito do pH e concentração de cloreto férrico na remoção de DQO.	45
Figura 5. Efeito do pH e concentração de cloreto férrico na remoção de turbidez.	45

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Matriz do planejamento experimental.....	31
Tabela 2. Caracterização do efluente bruto e após o tratamento com <i>A. microscopica</i>	34
Tabela 3. Relação entre os diferentes parâmetros avaliados da caracterização do efluente da indústria de laticínios.	35
Tabela 4. Matriz do planejamento experimental e resultados obtidos para cada variável de resposta avaliada.	38
Tabela 5. Análises dos efeitos principais e interação para a ação do coagulante cloreto férrico na remoção dos parâmetros avaliados.	39
Tabela 6. Análises dos efeitos principais e interação para a ação do coagulante sulfato de alumínio na remoção dos parâmetros avaliados.	39
Tabela 7. Modelos de regressão para as variáveis respostas.....	40
Tabela 8. Análise de variância para o ajuste dos modelos gerados para o coagulante cloreto férrico.	42
Tabela 9. Análise de variância para o ajuste dos modelos gerados para o coagulante sulfato de alumínio.....	43

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$: Sulfato de alumínio

CETESB: Companhia Ambiental do Estado de São Paulo

$\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$: Cloreto de cobalto hexahidratado

CONAMA: Conselho Nacional de Meio Ambiente

$\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$: Sulfato cúprico pentahidratado

DBO: Demanda Bioquímica de Oxigênio

DQO: Demanda Química de Oxigênio

EDTA: Ácido Etilenodiamino Tetracético

FeCl_3 : Cloreto férrico

H_3BO_3 : Ácido bórico

$\text{K}_2\text{HPO}_4 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$: Fosfato de potássio dibásico (trihidratado)

$\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$: Sulfato de magnésio heptahidratado

$\text{MnCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$: Cloreto manganoso tetra hidratado

Na_2CO_3 : Carbonato de sódio

$\text{Na}_2\text{MoO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$: Molibdato de sódio diidratado

NaNO_3 : Nitrato de sódio

NTK: Nitrogênio Total Kjeldahl

SF: Sólidos Fixos

SS: Sólidos Suspensos

ST: Sólidos Totais

SV: Sólidos Voláteis

VVM: Volume de ar por Volume de Meio, por minuto

$\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$: Sulfato de zinco heptahidratado

1. INTRODUÇÃO

Ao longo do tempo, tem-se constatado o surgimento de grandes contaminações de toda ordem, como reflexo não apenas de problemas econômicos e sociais, mas também da utilização indevida dos recursos naturais. Não é difícil verificar como consequência disso um grande desequilíbrio ambiental que afeta os seres em geral. A poluição da água constitui-se um grande problema a ser enfrentado pelas sociedades, que durante várias décadas vêm degradando o meio ambiente num ritmo cada vez mais acelerado (SILVA e EYNG, 2013).

As atividades industriais geram efluentes com características qualitativas e quantitativas muito diversificadas. Dependendo da natureza da indústria, os efluentes industriais podem conter elevadas concentrações de matéria orgânica, sólidos em suspensão, metais pesados, compostos tóxicos, microrganismos patogênicos e substâncias teratogênicas, mutagênicas e cancerígenas. O lançamento de efluentes líquidos, tratados ou não, nos corpos d'água provoca alterações em suas características físicas, químicas e biológicas. Essas alterações poderão ser ou não representativas para usos a que as águas do corpo receptor se destinam, dependendo da intensidade da carga de poluentes lançada (BASSOI e GUAZELLI, 2004).

As indústrias de laticínios, apesar de serem consideradas um setor economicamente e socialmente importante no país, contribuem significativamente com a poluição hídrica, pois lançam seus efluentes líquidos sem nenhum tipo de tratamento nos cursos da água, provocando danos ambientais graves e tornando-se inúmeras vezes um resíduo altamente poluente, com concentração de matéria orgânica até cem vezes maior do que a do esgoto doméstico (TEIXEIRA, 2011).

O desenvolvimento sustentável implica a necessidade de controlar as descargas de águas residuais domésticas e urbanas que são produzidas pela população nas suas atividades diárias, sendo necessário providenciar um tratamento apropriado a esses efluentes, para que se possa garantir a boa qualidade das águas superficiais e subterrâneas (RUSSO, 2011). Na busca da

sustentabilidade do ambiente e com o intuito de preservar os recursos, aliando-se o crescimento industrial à preservação ambiental, novas tecnologias para o tratamento de efluentes vêm sendo pesquisadas (ABOU-REJAILE, 2010).

O potencial do uso de microalgas visando o tratamento de resíduos e a utilização da biomassa destes microrganismos na suplementação alimentar de animais tem sido o foco dos estudos de muitos cientistas nos últimos anos, devido à identificação de diversas substâncias de alto valor nutricional que são sintetizadas por estes organismos, tentando agregar valor aos resíduos gerados nesta atividade (DELABARY, 2012). Dentro deste contexto, muitos estudos vêm sendo realizados com microalgas/cianobactérias, tais como: no tratamento de águas residuais de inúmeros processos industriais, para a detoxificação biológica e remoção de metais pesados; como bioindicadores, na detecção de nutrientes e substâncias tóxicas - detergentes, efluentes industriais, herbicidas, etc. (DERNER et al., 2006).

A utilização da cianobactéria *Aphanothece microscopica* Nägeli vem sendo estudada como elemento removedor de compostos dos efluentes de indústrias agroindustriais com importantes resultados em pesquisas gerenciadas a nível piloto (HORNES e QUEIROZ, 2004; QUEIROZ et al., 2004, 2006, 2007, 2011; SILVA et al., 2009; SILVA-MANETTI et al., 2011). Nesse sentido, o uso de cianobactérias no tratamento de águas residuárias é uma alternativa técnico-econômica potencial em relação aos sistemas convencionais de tratamento secundário e terciário de efluentes (BASTOS et al., 2010).

Um dos problemas na utilização de microalgas para a remoção de nutrientes é a sua recuperação do efluente tratado, já que as células de cianobactérias possuem um diâmetro pequeno ($< 20 \mu\text{m}$). Esta característica, junto com o fato que a maioria das espécies possui a densidade específica ligeiramente maior do que a água, torna a sua separação difícil. Além disso, muitas têm uma carga elétrica fortemente negativa na superfície, o que as mantém dispersas. Uma maneira de resolver este problema é o uso de coagulantes/floculantes, podendo ser separadas por sedimentação ou

floculação (LALIBERTÉ et al., 1997; BASHAN et al., 2002; SILVA-MANETTI, 2008).

Sendo assim, o estudo de coagulantes após tratamento de efluentes com cianobactérias pode contribuir no problema de separação desta biomassa gerada, garantindo uma maior eficiência no processo. Com isso, o trabalho tem como objetivo estudar o efeito dos coagulantes cloreto férrico e sulfato de alumínio na separação da microalga *Aphanothece microscopica* Nägeli.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo Geral

O trabalho teve por objetivo geral estudar o efeito dos coagulantes cloreto férrico e sulfato de alumínio na separação da microalga *Aphanothece microscopica* Nägeli gerada no tratamento de efluente de laticínios.

1.1.2 Objetivos Específicos

- Caracterizar o efluente da indústria de laticínios.
- Verificar a eficiência de remoção de *Aphanothece microscopica* Nägeli.
- Analisar o efeito da concentração de coagulante e o pH nas respostas avaliadas.
- Obter a melhor concentração do coagulante e pH do meio.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Efluentes industriais

A utilização da água, tanto para as necessidades da humanidade como para a preservação da vida, pode ser separada em diversos grupos, desde o abastecimento público e industrial até a diluição e transporte de efluentes. A diluição e transporte de efluentes é considerado o uso menos nobre a que se destina a água, embora seja um dos mais empregados. É dos rios que se subtrai a maior parte da água para consumo humano e é neles que são dispostos os efluentes, quer de origem doméstica, quer de origem industrial. Por isso, é de fundamental importância a maneira como são tratados os efluentes e como eles são dispostos no meio ambiente, já que podem prejudicar o uso das águas receptoras (BASSOI e GUAZZELLI, 2004).

Os efluentes industriais, de maneira geral, são alvo de preocupação quanto ao seu tratamento e ao seu despejo em corpos d'água. Por apresentarem características diretamente relacionadas à matéria-prima a ser processada, bem como com o processo industrial empregado, suas diferentes composições físicas, químicas e biológicas recomendam que os efluentes sejam caracterizados, quantificados e tratados adequadamente antes da disposição final no meio ambiente (AZZOLINI e FABRO, 2013). A descarga de efluentes, principalmente industriais, com tratamentos insuficientes em cursos de água receptores, pode resultar em graves problemas ambientais, deterioração dos ambientes naturais e morte da fauna de rios e lagos, acarretando, dessa forma, multas e sanções às indústrias (KUMMER et al., 2011).

Berton et al. (2011) afirmam que para efluentes de frigorífico, são encontrados na literatura valores que variam de 1070 - 3930 mg.L⁻¹ para DQO e 250 - 4830 mg.L⁻¹ para óleos e graxas. Giordano (2004) destaca que nas indústrias de bebida, o pH dos efluentes é normalmente levemente ácido ou neutro e a DQO apresenta uma concentração em torno de 2000 mg.L⁻¹. Efluentes industriais provenientes das indústrias de pescados são compostos

da matéria orgânica oriunda do processamento, dos produtos utilizados em limpezas e do sal das salmouras descartadas. Os efluentes apresentam pH próximo ao neutro (6,2-7,0), a DQO média de 4300mg.L⁻¹, DBO de 1700 mg.L⁻¹ e os óleos e graxas superiores a 800mg.L⁻¹ (GIORDANO, 2004).

Efluentes líquidos industriais são os subprodutos originários das diversas atividades desenvolvidas na indústria (TEIXEIRA, 2011). Os resíduos industriais líquidos, em sua grande maioria, são formados por restos das matérias-primas utilizadas nos processos produtivos e que não são aproveitadas totalmente (PARENTE e SILVA, 2002). Assim, as características físicas, químicas e biológicas do efluente industrial são variáveis com o tipo de indústria, com o período de operação, com a matéria-prima utilizada, com a reutilização de água, entre outras (CARDOSO, 2013). A autora ainda destaca:

O efluente pode ser solúvel ou com sólidos em suspensão, com ou sem coloração, orgânico ou inorgânico, com temperatura baixa ou elevada. Entre as determinações mais comuns para caracterizar a massa líquida estão as determinações físicas (temperatura, cor, turbidez, sólidos etc.), as químicas (pH, alcalinidade, teor de matéria orgânica, metais etc.) e as biológicas (bactérias, protozoários, vírus etc.). O conhecimento da composição do efluente industrial possibilita a determinação das cargas de poluição/contaminação, o que é fundamental para definir o tipo de tratamento, avaliar o enquadramento na legislação ambiental e estimar a capacidade de autodepuração do corpo receptor. Desse modo, é preciso quantificar e caracterizar os efluentes, para evitar danos ambientais, contestações legais e prejuízos para a imagem da indústria junto à sociedade.

De acordo com a CETESB (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo) (2009), a presença de fósforo em águas naturais é devida principalmente às descargas de esgotos sanitários, sendo que a matéria orgânica fecal e os detergentes em pó constituem a principal fonte desse elemento, incluindo também alguns efluentes de indústrias de fertilizantes, pesticidas, abatedouros e laticínios, apresentam quantidades excessivas (SOUZA, 2012).

As indústrias de transformação de alimentos figuram entre as atividades mais poluidoras devido aos grandes volumes de água que seus processos requerem. Os efluentes oriundos deste tipo de processos são caracterizados por conter altos teores de proteínas e lipídeos, os quais são responsáveis pelas alterações dos parâmetros de controle ambiental como pH,

cor, turbidez, demanda química de oxigênio (DQO) e demanda bioquímica de oxigênio (DBO) (MANENTI et al., 2009).

Valente (2012) observou alta concentração de matéria orgânica no efluente de laticínio, principalmente nas análises de sólidos dissolvidos. Os valores demonstraram uma variação de 1727,3 – 4786,2 mg.L⁻¹ para DQO e 1262,0 – 2120,0 nos sólidos dissolvidos. O autor ressalta que ocorre variação na composição do efluente no decorrer do tempo. Essa pode ser justificada devido a grande quantidade de produtos elaborados em um mesmo dia; horários de fabricação de cada produto, qualidade da matéria-prima, procedimentos de limpeza e boas práticas de fabricação, controle de processos e tecnologias adotadas pela empresa, entre outros fatores.

Conforme Azzolini e Fabro (2013), os efluentes industriais oriundos do processo produtivo do leite e seus derivados se constituem, importantes fontes de poluição das águas, em virtude do seu alto teor de matéria orgânica; o despejo de tais efluentes de maneira inadequada e em desacordo com o que regem a legislação e as diretrizes vigentes, geram inconvenientes ambientais, como alterações em corpos hídricos além de grandes impactos no ecossistema e no meio ambiente como um todo.

2.1.1 Efluentes do processamento de leite

A indústria de laticínios representa uma atividade de grande importância na economia brasileira e mundial. O Brasil já é o sexto maior produtor mundial de leite (EMBRAPA, 2010) e possui condições para se tornar um dos maiores exportadores de produtos lácteos devido às suas vantagens tais como disponibilidade de água e terra e custo de produção competitivo. Entretanto, para que isso se torne uma realidade, as indústrias de laticínios do país deverão agregar valor aos seus produtos e buscar processos de produção mais eficientes e sustentáveis a fim de fazer seus produtos mais competitivos no mercado externo (ANDRADE, 2011).

No setor alimentício a indústria de laticínios é um exemplo na qual as operações de limpeza de silos, tanques, pasteurizadores, homogeneizadores, tubulações, dentre outras, geram um grande volume de efluente com uma elevada carga orgânica (BRIÃO e TAVARES, 2005). Apesar de emissões atmosféricas e resíduos sólidos também serem poluentes gerados nas indústrias lácteas, os principais impactos ambientais estão relacionados à geração de efluentes líquidos, geralmente sem nenhum tipo de controle ou tratamento. A Figura 1 ilustra os processos, operações e ocorrências que geram ou podem influenciar significativamente os efluentes líquidos.

Operação ou Processo	Descrição
Lavagem e limpeza	<ul style="list-style-type: none"> - Enxague para remoção de resíduos de leite ou de seus componentes, assim como de outras impurezas que ficam aderidas em latões de leite, tanques diversos (inclusive os tanques de caminhões de coleta de leite e silos de armazenamento de leite), tubulações de leite e mangueiras de soro, bombas, equipamentos e utensílios diversos utilizados diretamente na produção. - Lavagem de pisos e paredes. - Arraste de lubrificantes de equipamentos da linha de produção, durante as operações de limpeza.
Descartes e descargas	<ul style="list-style-type: none"> - Descargas de misturas de sólidos de leite e água por ocasião do início e interrupção de funcionamento de pasteurizadores, trocadores de calor, separadores e evaporadores. - Descarte de soro, leiteiro e leite ácido nas tubulações de esgotamento de águas residuárias. - Descarte de finos oriundos de fabricação de queijos. - Descarga de produtos e materiais de embalagem perdidos nas operações de empacotamento, inclusive aqueles gerados em colapsos de equipamentos e na quebra de embalagens. - Produtos retornados à indústria.
Vazamentos e derramamentos	<ul style="list-style-type: none"> - Vazamentos de leite em tubulações e equipamentos correlatos devido à operação e manutenção inadequadas de equipamentos. - Transbordamento de tanques, equipamentos e utensílios diversos. - Negligência na execução de operações, o que pode causar derramamentos de líquidos e sólidos diversos em locais de fácil acesso às tubulações de esgotamento de águas residuárias.

Figura 1. Quadro Operação ou processos que geram efluentes líquidos na indústria de laticínios.

Fonte: Machado et al., 2002.

A composição desses efluentes consiste de materiais sólidos flutuantes (principalmente substâncias graxas) de uma variedade de fontes - desinfetantes, detergentes, lubrificantes, esgoto doméstico - e, sobretudo, quantidades variáveis de leite diluído. Os principais efluentes líquidos no processamento do leite são: as águas de lavagem de equipamentos e piso, os esgotos sanitários gerados, os detergentes e desinfetantes usados nas operações de lavagens e sanitização, as águas pluviais captadas na indústria, quebra de embalagens contendo leite, perdas nas enchedeiras e lubrificantes empregados na manutenção de equipamentos (SESSIN, 2012). No Brasil são gerados 84×10^9 L de efluentes de laticínios (CAMMAROTA e FREIRE, 2006) e a maioria das indústrias trata os efluentes antes do tratamento biológico por métodos físico-químicos convencionais (DURLI, 2007).

Sistemas de tratamento biológico compreendem uma alternativa interessante para efluentes diluídos com característica basicamente orgânica (FEIJÓ e NASCIMENTO, 1996). Conforme Vidotti e Rollemberg (2004), ensaios com algas abrem a possibilidade de uma combinação de medidas físicas, químicas e biológicas, que resulta em informações importantes sobre a disponibilidade das substâncias químicas, nutrientes ou substâncias potencialmente tóxicas e seus efeitos nos ecossistemas.

Os processos utilizando cultivo de microalgas também são largamente estudados para remoção de substâncias orgânicas e inorgânicas, oriundos de efluentes de estações de tratamento, pois atuam como agentes purificadores de alta eficiência, uma vez que utilizam os nutrientes presentes na composição do efluente para o seu desenvolvimento (SANCHO et al., 1999). Lincoln et al. (1996) utilizaram o efluente de laticínios oriundo de um tratamento de um segundo estágio de uma lagoa anaeróbia como meio de cultivo para a cianobactéria *Arthrospira platensis*. Os autores reportam importante capacidade de remoção de nitrogênio amoniacal com reduções de 100 mg.L^{-1} a menos de 1 mg.L^{-1} em sete dias, sendo a taxa máxima de remoção de 24 mg.L^{-1} por dia. Foi constatada a remoção de 41% de fósforo total.

2.2 Utilização de cianobactéria no tratamento de efluentes

As microalgas tem sido foco de muitos estudos nos últimos anos tendo em vista sua grande aplicabilidade na indústria de alimentos e farmacêutica, nas áreas da biomedicina e ambiental. As aplicações ambientais das microalgas incluem a biofixação de CO₂, remoção de matéria orgânica e metais tóxicos de efluentes, produção de biocombustíveis como biodiesel e bioetanol e na produção de moléculas de origem lipídica com capacidade surfactante entre outros (SCHMITZ et al., 2012).

Efluentes de laticínio contém alta carga orgânica e sua descarga descontrolada nos corpos hídricos é uma questão preocupante. Embora o tratamento físico-químico seja o modo comum de tratamento, microalgas podem ser utilizadas para tratar potencialmente a elevada carga orgânica oferecendo inúmeros benefícios no tratamento de águas residuais (YADAVALLI e HEGGERS, 2013).

Mezzomo e colaboradores (2010) avaliaram a adaptação da microalga *Spirulina platensis* (*Arthrospira platensis*) em efluente suíno e a diluição ideal de efluente para obter a máxima produção de biomassa e remoção de Demanda Química de Oxigênio (DQO), amônia e fósforo do efluente pela microalga. O cultivo da *Spirulina platensis*, cepa Paracas apresentou máxima concentração celular e máxima taxa específica de crescimento em concentrações de efluente de 5,0 e 8,5%. As maiores remoções de DQO ocorreram com 26,5 e 30,0% de efluente no meio. A máxima remoção de fósforo total (41,6%) foi obtida com 8,5% de efluente, sendo relacionado com o crescimento da microalga. Os resultados da cultura de *Spirulina* em efluente suíno demonstraram a possibilidade do uso desta microalga na remoção de DQO e fósforo, além da produção de biomassa.

Neves et al. (2013) avaliaram o efeito do uso de efluente doméstico tratado como meio de cultura alternativo de baixo custo sobre o crescimento e a produtividade do cultivo de *Chlamydomonas* sp. isolada de uma lagoa de tratamento de lixiviados de aterro sanitário. Os resultados evidenciaram que o efluente doméstico tratado tem potencial para ser utilizado como meio de

cultura para o cultivo das cepas de *Chlamydomonas* sp. sem prejudicar o crescimento e a produtividade.

A utilização do efluente psícola como meio de cultura apresenta vantagens na medida em que as microalgas, através do processo fisiológico de assimilação, contribuem para reduzir a carga dos nutrientes nesses efluentes e minimizar o impacto ambiental das descargas das pisciculturas. Numa perspectiva de tratamento biológico e valorização do efluente caracterizado, Soares (2000) realizou ensaios laboratoriais com três espécies de microalgas, *Phaeodactylum tricornutum*, *Tetraseimis suecica* e um flagelado (espécie autóctone, do género *Tetraseltnis*). Obtiveram-se percentagens de remoção de azoto e fósforo superiores a 90% para a generalidade das espécies, evidenciando boas perspectivas para a utilização de microalgas no tratamento de efluentes deste tipo.

Chaves et al. (2012) analisaram o efluente da indústria de laticínios proveniente da água de lavagem das máquinas e equipamentos de produção, possuindo cerca de 80.000 mg.L⁻¹ de DQO. Após tratamento utilizando a microalga *Spirulina platensis*, obtiveram uma redução de até 93,6% para a concentração inicial de DQO em frascos de Erlenmeyer. Houve uma progressiva diminuição da DQO e a microalga demonstrou ser eficiente na redução da Demanda Química de Oxigênio do efluente da indústria de laticínios, sendo uma alternativa viável para o tratamento do efluente gerado e para produção da microalga *Spirulina platensis* e seus produtos derivados.

Entre as inúmeras espécies de cianobactérias existentes, a *Aphanothece microscopica* Nägeli, tem se destacado como uma alternativa viável no tratamento de efluentes para a remoção de matéria orgânica, nitrogênio e produção de proteínas unicelulares (QUEIROZ et al., 2004, 2006, 2007; HORNES e QUEIROZ, 2004; SILVA-MANETTI, 2008).

2.2.1 Utilização da cianobactéria *Aphanothece microscopica* Nägeli no tratamento de efluentes

Aphanothece microscopica Nägeli é uma cianobactéria de grande aplicação na valoração de resíduos agroindustriais no sul do Brasil, reconhecida pelo seu elevado teor proteico e pelo potencial de remoção de matéria orgânica de efluentes agroindustriais em cultivos heterotróficos (BASTOS et al., 2004, 2010; QUEIROZ et al., 2007, 2011; BONINI e BASTOS, 2012).

Segundo Araújo e Garcia (2005), florações de *Aphanothece microscopica* Nägeli indicam poluição orgânica, estando a biomassa desenvolvida relacionada com a disponibilidade de nutrientes, desenvolvendo-se em concentrações de nitrogênio amoniacal, nitrogênio total e fosfato em níveis superiores as referidas como normais para estuários não poluídos.

Caracterizada por apresentar células cilíndricas, formar colônias macroscópicas amorfas, com mucilagem abundante, firme e rígida, a *Aphanothece microscopica* Nägeli apresenta coloração verde azulada escura, células adultas elípticas cilíndricas, conteúdo celular finamente granulado, medindo 9,0 – 9,5 µm x 4,2 µm, cerca de 2,1 vezes mais comprida que larga, dividindo-se por fissão binária (HALPERIN et al., 1974). É taxonomicamente classificada na divisão Cyanophyta, classe Cyanophyceae, ordem Chroococales, família Synechococaceae e subfamília Aphanothecoideae (ANAGNOSTIDIS e KOMÁREK, 1988; BARSANTI e GUALTIERI, 2006).

A cinética de crescimento deste micro-organismo tem sido estudada em diferentes trabalhos. Hornes e colaboradores (2010) estudaram a influência dos compostos nitrogenados na concentração de proteína em função da curva de crescimento em meio BG11 e no efluente da indústria da pesca. Os resultados mostraram que o meio de cultivo influencia a concentração de nitrogênio e que a determinação de proteína pelo método de Kjeldahl superestima a concentração proteica em cianobactérias.

Bastos e colaboradores (2004) avaliaram o cultivo da cianobactéria *Aphanothece microscopica* Nägeli no efluente da parboilização do arroz na ausência de luminosidade, visando a produção de proteína unicelular e a remoção de nitrogênio e matéria orgânica. Os resultados demonstram que a *Aphanothece microscopica* Nägeli pode ser cultivada no escuro, viabilizando o tratamento do efluente da parboilização do arroz. Em um trabalho publicado no ano de 2011, os mesmos autores realizaram o crescimento heterotrófico desta cianobactéria em meio contendo glicose, lactose e sacarose, demonstrando que o comportamento é dependente da fonte de carbono utilizada, sugerindo diferentes mecanismos de incorporação e consumo destes carboidratos.

Vieira (2012) analisou a eficiência da cianobactéria *Aphanothece microscopica* Nägeli em remover heterotroficamente fosfato total dissolvido do efluente do processamento de laticínios. Os resultados mostraram que a remoção de fosfato é fortemente dependente da temperatura do processo. A cianobactéria foi efetiva na remoção de fosfato, alcançando taxas de remoção de $3,77 \text{ mg.L}^{-1}.\text{h}^{-1}$, que refletiram em conversões de 98,4% em tempos de detenção hidráulica de 24 horas.

A indústria de conservas vegetais e animais tem uma grande tradição em Pelotas - RS, representando uma fonte importante de recursos e empregos para a região. A indústria de conservas despeja nos corpos receptores de 4 a 10 L de água residuária por kg de matéria-prima processada. Silva et al., (2005) determinaram a eficiência de remoção de nutrientes do efluente utilizando *Aphanothece microscopica* Nägeli. As porcentagens de remoção para o efluente de milho foram de 42,1% para DQO e 58,5% para nitrogênio total. Para o efluente de pêssgo e figo, as eficiências de remoção foram de 53,7% para DQO e de 73,2% para nitrogênio total, comprovando que a *Aphanothece microscopica* Nägeli removeu matéria orgânica carbonada e nitrogenada do efluente da indústria de conservas.

Um problema gerado junto ao duplo propósito de tratar efluentes mediante a aplicação do potencial removedor de nutrientes e obtenção de constituintes da biomassa de interesse industrial e a questão separação desta biomassa da água residuária. Neste sentido, Silva-Manetti e colaboradores (2011), estudaram a separação da biomassa do efluente da indústria da pesca,

quando este foi tratado por *Aphanothece microscopica* Nägeli, mediante o uso dos coagulantes cloreto de ferro e sulfato de alumínio a diferentes pH do efluente e concentrações de coagulantes. Neste trabalho, foi constatado que a melhor condição registrada ocorreu quando foi utilizado o cloreto de ferro na concentração de 300 mg.L⁻¹ a pH 7. Paralelamente, foi avaliada a possibilidade de reuso da água residuária resultante, ficando demonstrada a aplicabilidade da associação do tratamento de efluente da indústria da pesca por *Aphanothece microscopica* Nägeli e utilização de coagulantes para o reuso da água tratada. Assim neste cenário, estudos promissores com esta cianobactéria têm sido realizados, não somente no que se refere ao tratamento de águas residuárias, mas como também em relação ao aproveitamento dos biocompostos de sua biomassa.

2.3 Processo de coagulação-floculação na separação de microalgas/cianobactérias

Estudos a respeito da remoção de algas têm sido realizados com a coagulação química, através de tratamento convencional. Conforme Bof (2007), os estudos apontam que a eficiência de remoção é influenciada pelas condições de coagulação e floculação (tipo e dosagem de coagulante e pH de coagulação).

Agrupados em três conjuntos, os produtos utilizados nos processos de coagulação/floculação são: coagulantes, reguladores de pH e floculantes. Os coagulantes são compostos capazes de produzir hidróxidos gelatinosos insolúveis e englobar impurezas. Os reguladores de pH são utilizados a fim de obter o pH ótimo necessário à coagulação. Por fim, os floculantes são substâncias que formam partículas mais densas e tornam os flocos mais lastrados, auxiliando a floculação/sedimentação (NUNES, 2001; SENS, 2005; MULLER, 2008).

Segundo Nunes (2001), o cloreto férrico representa o melhor coagulante no tratamento de efluentes por produzir excelentes flocos numa

larga faixa de pH (entre 5 e 11). A utilização do cloreto férrico diminui drasticamente a turbidez e a DBO, eliminando também fosfatos, metais pesados (mercúrio e chumbo) ou tóxicos (arsênio, selênio, bário) quando a coagulação é realizada em valores elevados de pH (PAVANELLI, 2001).

O tratamento de águas superficiais com o sulfato de alumínio vem sendo realizado a mais de 100 anos em todo o mundo (SRINIVASAN et al., 1999), e em diferentes conceitos de sistema de tratamento, visando à remoção de materiais particulados, coloidais e substâncias orgânicas via coagulação química. Sua ampla utilização deve-se, principalmente, aos resultados satisfatórios de remoção obtidos quando empregado no tratamento de diferentes tipos de água, além do custo relativamente baixo, quando comparado a outras espécies coagulantes (CORAL, 2009).

As partículas coloidais presentes na água apresentam carga superficial negativa, impedindo que as mesmas se aproximem umas das outras, permanecendo no meio líquido quando suas características não são alteradas através da coagulação (BOF, 2007).

Coral (2009) define a coagulação como:

É a desestabilização da dispersão coloidal, a partir da diminuição ou eliminação das forças de repulsão entre as partículas com cargas negativas, possibilitando a agregação das mesmas em unidades maiores, denominadas flocos, os quais devem ser removidos nas fases subsequentes, quando apresentam tamanhos e densidades convenientes. Essa desestabilização ocorre, normalmente, por meio da adição de produtos químicos apropriados (coagulantes), seguida por um período de agitação rápida, com o objetivo de promover a homogeneização do produto no meio líquido.

Jin (2005) define ainda a floculação como:

A aglomeração das partículas desestabilizadas na etapa de coagulação, formando flocos com tamanho e densidade adequados para serem removidos posteriormente por sedimentação, flotação ou filtração. Enquanto na coagulação ocorre a desestabilização das partículas por meio de reações químicas entre o coagulante e os coloides, a floculação é responsável pelo transporte das partículas, causando a colisão necessária entre elas e a subsequente agregação ou dispersão dos flocos.

Nishi e colaboradores (2011) avaliaram a eficiência de sementes de moringa (*Moringa oleifera*) como coagulante para a remoção de cianobactérias

através de coagulação/floculação com diferentes diluições, obtendo resultados satisfatórios na redução do número de células de cianobactérias.

Zablonsky (2012) avaliou a remoção de cianobactérias e cianotoxinas por meio de coagulação com *Moringa oleifera*, seguida de microfiltração e nanofiltração. Pode-se considerar a associação de *M. oleifera* como coagulante com a microfiltração uma boa alternativa para redução de turbidez e remoção de cianobactérias, assim como o uso da nanofiltração para remoção de microcistina.

Tonhato Junior e colaboradores (2013) estudaram a aplicação de tanino vegetal natural como agente floculante no meio de cultivo contendo microalga *Scenedesmus* sp em suspensão. Com o intuito de desestabilizar as partículas em suspensão e promover uma floculação e sedimentação das mesmas, realizaram o estudo em equipamento jarro cônico, em triplicata e cinco concentrações de tanino foram testadas (0,05; 0,075; 0,1; 0,2; 0,3 mL.L⁻¹) com uma concentração de microalga de 110×10^4 cel.mL⁻¹. Os resultados obtidos mostraram que a maior remoção de turbidez ocorreu na concentração de 0,1 mL.L⁻¹, com turbidez final de 2,8 NTU.

Silva-Manetti (2008) analisou o efeito dos coagulantes cloreto férrico e sulfato de alumínio na remoção de matéria orgânica como demanda química de oxigênio (DQO), turbidez e sólidos no efluente da pesca. Realizou-se um planejamento experimental misto ($3^2 \times 2$), com os fatores coagulantes (cloreto férrico e sulfato de alumínio), concentração de coagulante (50, 300 e 550 mg.L⁻¹) e pH (6,0; 7,0 e 8,0). Foram consideradas como resposta a concentração de sólidos fixos (SF), sólidos voláteis (SV) e totais (ST), sólidos suspensos (SS), demanda química de oxigênio (DQO) e turbidez. As variáveis estudadas foram significativas para todas as respostas, com exceção dos (SV). A melhor condição avaliada foi atribuída ao coagulante cloreto férrico na concentração de 550 mg.L⁻¹ em pH 8,0.

3. METODOLOGIA

3.1 Obtenção do efluente

O efluente foi coletado após o tanque de equalização do sistema de tratamento de uma empresa processadora de laticínios da cidade de Pelotas - RS. O efluente foi caracterizado quanto aos parâmetros: turbidez, demanda química de oxigênio (DQO), sólidos totais (ST), suspensos (SS), voláteis (SV) e fixos (SF), de acordo com os procedimentos descritos em métodos padrão para análise de águas e efluentes (APHA, 2005). A turbidez foi medida em turbidímetro da marca Thermo Orion, modelo Aquafast II.

3.2 Preparo do inóculo

As suspensões de *Aphanothece microscopica* Nägeli foram mantidas em meio BG-11 (Braun – Grunow Medium) (RIPPKA et al., 1979), por 48 horas, a 30°C, pH 7,8, fotoperíodo de 12 h e 2000 lux de luminosidade (QUEIROZ, et al., 2004). Determinou-se gravimetricamente concentração celular através da filtração de volume conhecido de meio de cultura, na fase exponencial de crescimento, em filtro de diâmetro 0,45 µm, seco a 60°C por 24 horas.

O meio BG-11 é composto por $K_2HPO_4 \cdot 3H_2O$ (0,04 g.L⁻¹), $MgSO_4 \cdot 7H_2O$ (0,075 g.L⁻¹), Na_2CO_3 (0,15 g.L⁻¹), $NaNO_3$ (0,15 g.L⁻¹), EDTA (0,001 g.L⁻¹), H_3BO_3 (2,86 g.L⁻¹), $MnCl_2 \cdot 4H_2O$ (1,81 g.L⁻¹), $ZnSO_4 \cdot 7H_2O$ (0,222 g.L⁻¹), $Na_2MoO_4 \cdot 2H_2O$ (0,39 g.L⁻¹), $CuSO_4 \cdot 5H_2O$ (0,079 g.L⁻¹), $CoCl_2 \cdot 6H_2O$ (0,040 g.L⁻¹), ácido cítrico (0,006 g.L⁻¹) e citrato de amônio férrico (0,006 g.L⁻¹).

3.3 Desenvolvimento dos experimentos

Os experimentos foram conduzidos em reator, em sistema descontínuo de mistura perfeita, com capacidade de 4,5 L com inóculo em torno de 200 mg.L⁻¹ de células de *Aphanothece microscopica* Nägeli. Um volume de cultura

equivalente ao requerido foi centrifugado a 4000 rpm por 20 minutos, separado do sobrenadante e transferido para o reator sob aeração constante (1VVM), pH 7,8, 30°C, ausência de luminosidade, razão C/N ajustada a 20, N/P 10 e tempo de detenção hidráulico 30 horas (HORNES e QUEIROZ, 2004).

3.4 Separação da biomassa gerada

3.4.1 Procedimentos dos testes com os coagulantes

Para a avaliação do efeito dos coagulantes FeCl_3 e $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ na separação da biomassa foram realizados ensaios em Jar-Test (Jar-Test Milan – Modelo JT 101) dotado de seis jarros com capacidade de 2000 mL, 19 cm de altura e 12,5 cm de largura. Os ensaios foram realizados com agitação rápida de 110 rpm durante 30 segundos, seguida de etapa lenta com velocidade de 50 rpm durante 10 segundos e tempo de sedimentação de 15 minutos, sendo logo após, caracterizado o líquido clarificado, quanto aos parâmetros: sólidos fixos (SF), sólidos voláteis (SV) e totais (ST), sólidos suspensos (SS), demanda química de oxigênio (DQO). A turbidez foi medida em turbidímetro da marca Thermo Orion, modelo Aquafast II (SILVA et al., 2009; SILVA-MANETTI et al., 2011).

3.4.2 Planejamento experimental

Um planejamento fatorial completo $3^2 \times 2$ com duas variáveis independentes (concentração de coagulante e pH) em três níveis e uma variável independente (tipo de coagulante) em dois níveis foi realizado para avaliar o efeito destas variáveis sob a turbidez, sólidos e DQO. Baseou-se o planejamento em 18 experimentos em triplicata. As variáveis e os níveis estão apresentados na Tabela 1.

Tabela 1. Matriz do planejamento experimental.

Tratamento	Valores reais codificados		
	X1	X2	X3
1	-1(FeCl ₃)	-1 (100)	-1 (6,0)
2	-1(FeCl ₃)	0 (350)	-1 (6,0)
3	-1(FeCl ₃)	+1 (450)	-1 (6,0)
4	-1(FeCl ₃)	-1 (100)	0 (7,0)
5	-1(FeCl ₃)	0 (350)	0 (7,0)
6	-1(FeCl ₃)	+1 (450)	0 (7,0)
7	-1(FeCl ₃)	-1 (100)	+1 (8,0)
8	-1(FeCl ₃)	0 (350)	+1 (8,0)
9	-1(FeCl ₃)	+1 (450)	+1 (8,0)
10	+1(Al ₂ (SO ₄) ₃)	-1 (100)	-1 (6,0)
11	+1(Al ₂ (SO ₄) ₃)	0 (350)	-1 (6,0)
12	+1(Al ₂ (SO ₄) ₃)	+1 (450)	-1 (6,0)
13	+1(Al ₂ (SO ₄) ₃)	-1 (100)	0 (7,0)
14	+1(Al ₂ (SO ₄) ₃)	0 (350)	0 (7,0)
15	+1(Al ₂ (SO ₄) ₃)	+1 (450)	0 (7,0)
16	+1(Al ₂ (SO ₄) ₃)	-1 (100)	+1 (8,0)
17	+1(Al ₂ (SO ₄) ₃)	0 (350)	+1 (8,0)
18	+1(Al ₂ (SO ₄) ₃)	+1 (450)	+1 (8,0)

X₁: tipo de coagulante; X₂: concentração (mg.L⁻¹); X₃: pH

De acordo com as respostas do planejamento experimental, os efeitos de cada variável serão calculados e as interações determinadas entre eles. As superfícies de reposta serão obtidas através da montagem dos modelos empíricos (Equação 1).

$$Y = \beta_0 + \beta_1 X_1 + \beta_2 X_2 + \beta_{11} X_1^2 + \beta_{22} X_2^2 + \beta_{12} X_1 X_2 \quad \text{Equação 1}$$

Onde: X₁ e X₂ são os níveis codificados das variáveis independentes; β é o coeficiente de regressão (β_0 : intercepção; β_1 e β_2 : linear; β_{12} : interação e β_{11} , β_{22} : coeficientes quadráticos).

A partir dos valores registrados será calculada a eficiência de remoção para cada tratamento, mediante a Equação 2.

$$Eficiência = \left[\frac{(EA - EAC)}{EA} \right] \times 100$$

Equação 2

Onde:

EA: Efluente do tratamento por *Aphanothece microscopica* Nägeli.

EAC: Efluente tratado por *Aphanothece microscopica* Nägeli e coagulantes.

3.5 Avaliação dos resultados

Os dados serão analisados por regressão, o ajuste dos modelos polinomiais será expresso pelo coeficiente de determinação (R^2) e a eficiência estatística confirmada pelo teste F.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Caracterização do efluente de laticínio bruto e após tratamento com cianobactéria

A coagulação/floculação é um dos mais importantes métodos para reduzir o material suspenso, coloidal bem como o material orgânico que contribui para a turbidez das águas residuárias (AL-MUTAIRI et al., 2004), promovendo, a desestabilização das partículas presentes, resultando em sua sedimentação. O desempenho do coagulante utilizado é dependente da qualidade do efluente (SARKAR et al., 2006).

Uma das características a ser considerada por águas residuárias tratadas pelo processo químico de coagulação/floculação é a eliminação de sólidos suspensos e o máximo de matéria orgânica possível, visando à remoção da turbidez (AL-MUTAIRI et al., 2004). Por outro lado, a eficácia de um coagulante em particular, depende da qualidade da água a ser tratada (SARKAR et al., 2006). Nesse sentido, a Tabela 2 apresenta os resultados da caracterização do efluente de laticínio quanto a DQO, sólidos e turbidez, bem como a quantificação dos parâmetros considerados, pós-tratamento por *Aphanothece microscopica* Nägeli. Observa-se para o efluente bruto amplas variações nos valores dos parâmetros avaliados. De acordo com diferentes autores, o efluente de laticínios difere largamente, tanto em quantidade como em qualidade, dependendo do tipo de produto processado. Muitos deles são processados separadamente, fazendo com que a carga poluidora apresente mudanças ao longo do período de produção (SARKAR et al., 2006; VOURCH et al., 2008; JANCZUCKOWICZ et al., 2008; KUSHWAHA et al., 2010). Assim, a concentração de matéria orgânica e sólidos suspensos em efluente industriais podem apresentar variações importantes durante o dia (CONTRERAS et al., 2000; MULKERRINS et al., 2004), o que justifica os dados obtidos neste trabalho.

Tabela 2. Caracterização do efluente bruto e após o tratamento com *Aphanothece microscopica* Nägeli.

Parâmetros	Bruto	Tratado
DQO, mg.L ⁻¹	1186 ± 875,26	154±104,1
NTK, mg.L ⁻¹	39,4 ± 15,20	4,5±125,1
SS, mg.L ⁻¹	366 ± 5,32	588±114,1
ST, mg.L ⁻¹	1884 ± 123,33	1945 ±140,3
SF, mg.L ⁻¹	1200 ± 697,50	1337 ±605,6
SV, mg.L ⁻¹	685 ± 682,90	608 ±640,80
Turbidez, NTU	175 ± 458,02	225±422,5
pH	8,8 ± 10,1	8,5± 11,01

DQO: demanda química de oxigênio; NTK: nitrogênio total Kjeldahl; SS: sólidos suspensos; ST: sólidos totais; SF: sólidos fixos; SV: sólidos voláteis; NTU: unidades nefelométricas de turbidez; pH: potencial hidrogeniônico; ± desvio padrão. Número de amostras: 6

A literatura indica que a água residuária do processamento do leite se assemelha a outros efluentes agroindustriais, notadamente pela matéria orgânica constituída por componentes facilmente biodegradáveis, como lactose, lipídios e proteínas, principalmente a caseína, apresentando concentrações de DQO na ordem de 1500 – 3000 mg.L⁻¹, bem como ampla faixa de N-NTK (16,5 mg.L⁻¹ – 113,18 mg.L⁻¹), P-PO₄ (2,4 mg.L⁻¹ – 38,6 mg.L⁻¹) e teores de SS variando de 250 – 600 mg.L⁻¹, (SARKAR et al., 2006; JANCZUKOWICZ et al., 2008; BANU et al., 2008; KAEWSUK et al., 2010; KUSHAWHA et al., 2010). Os resultados da Tabela 2 situam-se nestes intervalos de concentração, com exceção da DQO, cujo valor médio situa-se abaixo do mínimo registrado pela literatura. Este fato está associado a possível diluição do efluente mediante a água de lavagem das várias unidades de processamento (HAMDANI et al., 2005; VOURCH et al., 2008; JANCZKOWICHZ et al., 2008; MUNAVALLI e SALER, 2009).

Mesmo sem ter seu valor regulamentado pela Resolução CONAMA 357/2005, a DQO é um parâmetro de grande importância em estudos sobre a qualidade da água, indicando o oxigênio requerido para estabilização da matéria orgânica (THEBALDI et al., 2011).

Neste contexto, é importante salientar ainda no que se refere aos constituintes da água residuária em análise, que os SV perfazem 57,85% dos ST. Isso sugere a existência de importante fração dos ST como material orgânico, melhor elucidado pela análise da Tabela 3, onde são registradas importantes correlações entre a turbidez, DQO e SS. Este fato é justificado uma vez que a DQO inclui as partículas em suspensão na massa líquida (BRAILE e CAVALCANTI, 1993; BRIÃO e TAVARES, 2005).

Tabela 3. Relação entre os diferentes parâmetros avaliados da caracterização do efluente da indústria de laticínios.

	DQO	Turbidez	SS	ST	SF	SV
DQO	-	0,43	0,91	0,77	0,98	- 0,29
Turbidez	0,43	-	0,70	0,12	- 0,47	0,51
SS	0,91	0,70	-	- 0,59	- 0,93	0,49
ST	0,77	0,12	- 0,59	-	0,78	0,36
SF	0,98	- 0,47	- 0,93	0,78	-	- 0,30
SV	- 0,29	0,51	0,49	0,36	-0,30	-

DQO: demanda química de oxigênio; SS: sólidos suspensos; ST: sólidos totais; SF: sólidos fixos; SV: sólidos voláteis.

As microalgas apresentam destacada importância no que se refere à remoção de nutrientes (GONZÁLEZ et al., 1997; SANCHO et al., 1999; TAM e WONG, 2000; BASHAN et al., 2002; QUEIROZ et al., 2004; ZEPKA et al., 2008; SILVA-MANETTI et al., 2011). O microrganismo utilizado neste trabalho, a cianobactéria *Aphanothece microscopica* Nägeli, vem sendo aplicada para remover matéria orgânica, nitrogênio e fósforo de efluentes agroindustriais, como da parboilização de arroz, processamento de milho, frutas e pescado, com excelentes resultados (BASTOS et al., 2004; QUEIROZ et al., 2004; ZEPKA et al., 2008; SILVA-MANETTI et al., 2011). Isso também se reflete nos resultados obtidos no trabalho em análise. Foram registradas taxas de remoção de DQO e NTK na ordem de 87 e 88,6% respectivamente, valores estes bastante próximos, quando comparados, aos valores registrados para os efluentes da parboilização do arroz e do processamento de pescado com este

microrganismo (BASTOS et al., 2004; QUEIROZ et al., 2004; ZEPKA et al., 2008; SILVA-MANETTI et al., 2011).

As cianobactérias são procariontes cujo principal modelo metabólico é a fotossíntese. No entanto, algumas linhagens apresentam a capacidade de utilizarem compostos orgânicos heterotroficamente (ARDELEAN e ZARNEA et al., 1998). A alta eficiência de remoção de DQO, registrada na Tabela 2, pode ser explicada, pela habilidade da *Aphanothece microscopica* Nägeli crescer em condições heterotróficas na ausência de luz (BASTOS et al., 2004; QUEIROZ et al., 2004, 2006, 2011; ZEPKA et al., 2008, 2010; SILVA-MANETTI et al., 2011).

No que se refere aos parâmetros ST, SS e turbidez, é notório o aumento substancial destes constituintes pós-tratamento com a cianobactéria, o que é atribuído ao crescimento celular. No entanto, estes microrganismos são carregados negativamente, o que impede a auto agregação no material suspenso, dificultando a separação do efluente tratado (LALIBERTÉ et al., 1997; HENDERSON et al., 2008).

Os efluentes de laticínios são tratados por métodos biológicos e físico-químicos (KUSHWAHA et al., 2010). Entre os métodos físico-químicos a coagulação/floculação tem sido utilizada para remover o material suspenso e coloidal da água residuária oriunda do processamento de leite (AL-MUTAIRI et al., 2004; SARKAR et al., 2006; KUSHWAHA et al., 2010). Em paralelo, esta técnica vem sendo aplicada para desestabilizar as suspensões formadas pelas microalgas, provocando a aglomeração das partículas para posterior separação do meio em que foi cultivada (LALIBERTÉ et al., 1997; HENDERSON et al., 2008, 2010).

4.2 Separação de biomassa do efluente de laticínio tratado com cianobactéria

4.2.1 Escolha do coagulante

Estudos relatam que sais de ferro e alumínio são eficazes no processo de floculação e na separação da biomassa gerada no tratamento de águas

residuárias por microalgas (GRIMA et al., 2003; KIM et al., 2005; DE GODOS et al., 2010; SILVA-MANETTI et al., 2011).

O efeito do pH, concentração e tipo de coagulante (cloreto férrico e sulfato de alumínio) obtido da matriz do planejamento experimental, descrita na Tabela 1, para as respostas DQO, turbidez e SS, após os tratamentos do efluente de laticínio por *Aphanothece microscopica* Nägeli seguido por coagulantes, pode ser avaliado na Tabela 4. Estes resultados indicam indiscutivelmente como sendo a melhor condição para separação da biomassa o cloreto de ferro na concentração de 350 mg.L^{-1} a pH 6, onde são registradas eficiências de 100% de remoção de DQO e 96% de SS e consequentemente melhor condição de turbidez da água residual. De acordo com Al-Mutairi et al. (2004), o processo de tratamento de águas residuárias por coagulação/floculação é usado para remover o material coloidal e turbidez, bem como SS e matéria orgânica. Para o sulfato de alumínio, os melhores resultados de turbidez também se situaram a 350 mg.L^{-1} , pH 6, e na maior concentração (450 mg.L^{-1}) a pH 7 e 8, sendo constatadas menores remoções nos parâmetros avaliados quando comparadas as efetuadas pelo cloreto de ferro em sua melhor condição.

Silva-Manetti et al. (2011), trabalhando com o efluente da indústria da pesca, encontraram maior eficácia quanto a turbidez para o cloreto de ferro e sulfato de alumínio na concentração de 300 mg.L^{-1} a pH 7, não sendo registrada diferença quanto ao valor da turbidez. No entanto, com melhor desempenho para o cloreto de ferro, no que se refere à remoção de DQO e SS.

Tabela 4. Matriz do planejamento experimental e resultados obtidos para cada variável de resposta avaliada.

Valores reais e codificados				Respostas					
Tratamento	X1	X2	X3	DQO	SS	ST	SF	SV	Turbidez
1	(FeCl ₃)	-1 (100)	-1 (6,0)	74	69	12	12	14	74
2	(FeCl ₃)	0 (350)	-1 (6,0)	100	96	22	24	64	96
3	(FeCl ₃)	+1 (450)	-1 (6,0)	75	76	17	15	45	28
4	(FeCl ₃)	-1 (100)	0 (7,0)	48	72	21	24	16	63
5	(FeCl ₃)	0 (350)	0 (7,0)	63	86	23	19	53	85
6	(FeCl ₃)	+1 (450)	0 (7,0)	88	89	24	12	74	93
7	(FeCl ₃)	-1 (100)	+1 (8,0)	35	66	21	18	27	62
8	(FeCl ₃)	0 (350)	+1 (8,0)	50	88	26	16	50	71
9	(FeCl ₃)	+1 (450)	+1 (8,0)	87	70	30	12	72	88
10	(Al ₂ (SO ₄) ₃)	-1 (100)	-1 (6,0)	4	83	85	16	5	41
11	(Al ₂ (SO ₄) ₃)	0 (350)	-1 (6,0)	75	92	89	14	8	26
12	(Al ₂ (SO ₄) ₃)	+1 (450)	-1 (6,0)	87	87	81	18	4	15
13	(Al ₂ (SO ₄) ₃)	-1 (100)	0 (7,0)	37	66	64	18	16	26
14	(Al ₂ (SO ₄) ₃)	0 (350)	0 (7,0)	62	87	81	20	7	50
15	(Al ₂ (SO ₄) ₃)	+1 (450)	0 (7,0)	87	91	90	22	4	62
16	(Al ₂ (SO ₄) ₃)	-1 (100)	+1 (8,0)	8	62	54	20	57	5
17	(Al ₂ (SO ₄) ₃)	0 (350)	+1 (8,0)	87	80	74	27	61	14
18	(Al ₂ (SO ₄) ₃)	+1 (450)	+1 (8,0)	89	91	89	19	65	22

*X₁: tipo de coagulante X₂: concentração de coagulante (mg.L⁻¹); X₃: pH; DQO: demanda química de oxigênio; SS: sólidos suspensos; ST: sólidos totais; SF: sólidos fixos; SV: sólidos voláteis; Turb: turbidez.

4.2.1.1 Efeito do pH e concentração de coagulante na separação da biomassa

Os resultados expressos nas Tabelas 5 e 6 demonstram a influência dos efeitos negativos e significância das variáveis sobre a eficiência de remoção de

DQO, turbidez e SS, quando são utilizados os agentes coagulantes cloreto de ferro e sulfato de alumínio.

As dosagens de coagulantes variam em uma ampla faixa, objetivando o máximo de eficiência de remoção dos constituintes considerados usando as menores concentrações a pH ótimos (AL-MUTAIRI et al., 2004). No presente trabalho observa-se que os efeitos de ordem maior foram verificados para a variável pH, sendo todos os fatores significativos para todas as respostas a um nível de confiança de 95%. Isso demonstra que tanto a concentração do coagulante como pH e tipo de coagulante exerce influência nas respostas, quando se avalia a remoção de células microalgais do meio em que foram cultivadas.

Tabela 5. Análises dos efeitos principais e interação para a ação do coagulante cloreto férrico na remoção dos parâmetros avaliados.

	DQO		Turbidez		SS		ST		SF		SV	
Fator	Efeito	P	Efeito	P	Efeito	P	Efeito	P	Efeito	P	Efeito	P
Intercep.	68,9	0,00	73,1	0,00	78,7	0,00	21,8	0,00	10,8	0,00	45,7	0,00
X₁	31,6	0,00	3,9	0,00	11,5	0,00	5,4	0,00	-11,8	0,00	43,1	0,00
X₂	-25,5	0,00	7,1	0,00	-3,0	0,00	8,9	0,00	8,1	0,00	10,0	0,00
X₁X₂	25,83	0,00	35,55	0,00	-1,4	0,00	3,0	0,00	-7,2	0,00	11,5	0,00

X₁: Concentração de coagulante; X₂: pH; X₁ X₂: interação entre concentração de coagulante e pH; Intercep.: interceptação; P: probabilidade.

Tabela 6. Análises dos efeitos principais e interação para a ação do coagulante sulfato de alumínio na remoção dos parâmetros avaliados.

	DQO		Turbidez		SS		ST		SF		SV	
Fator	Efeito	P	Efeito	P	Efeito	P	Efeito	P	Efeito	P	Efeito	P
Intercept.	9,9	0,00	81,9	0,00	78,6	0,00	18,2	0,00	24,6	0,00	29,6	0,00
X₁	79,6	0,00	18,7	0,00	18,6	0,00	-2,03	0,00	-1,5	0,00	9,29	0,00
X₂	7,7	0,00	-10,0	0,00	-12,9	0,00	9,12	0,00	55,1	0,00	-15,1	0,00
X₁X₂	7,20	0,00	12,8	0,00	19,2	0,00	3,6	0,00	4,5	0,00	20,2	0,00

X₁: Concentração de coagulante; X₂: pH; X₁ X₂: interação entre concentração de coagulante e pH; Intercep.: interceptação; P: probabilidade.

4.2.1.2 Modelos gerados a partir do planejamento experimental

Na Tabela 7, observa-se que os resultados representam os modelos gerados para remoção de DQO, turbidez e SS, considerando o efeito e a interação dos fatores em análise, quando são usados como agentes coagulantes o cloreto de ferro e o sulfato de alumínio.

Tabela 7. Modelos de regressão para as variáveis respostas.

Modelo codificado – FeCl ₃	R ²
DQO = 297,4066 – 57,8830X ₁ + 5,0259X ₂ + 3,1256X ₁ ² – 1,3007X ₁ X ₂ + 0,0840 X ₁ X ₂ ² – 0,0111X ₂ ² + 0,0029 X ₁ ² X ₂ – 0,0002 X ₁ ² X ₂ ²	0,99
TURBIDEZ= 174,5994 + 3,8680X ₁ – 0,0136 X ₁ ² – 35,2525X ₂ + 2,6276X ₂ ² – 0,09005X ₁ X ₂ + 0,0523X ₁ X ₂ ² + 0,0035X ₁ ² X ₂ – 0,0002X ₁ ² X ₂ ²	0,99
SS = - 427,713 + 6,195X ₁ – 0,013 X ₁ ² + 143,756X ₂ – 10,407X ₂ ² – 1,765X ₁ X ₂ + 0,127X ₁ X ₂ ² + 0,006X ₁ ² X ₂	0,99
ST= - 336,7 + 2,654X ₁ – 0,004 X ₁ ² + 96,234X ₂ – 6,460X ₂ ² – 0,0723X ₁ X ₂ + 0,049X ₁ X ₂ ² + 0,001X ₁ ² X ₂	0,99
SF= - 0,1184X ₁ + 0,0011X ₁ ² + 2,32X ₂ + 0,0015X ₁ X ₂ ² - 0,002X ₁ ² X ₂	0,88
SV = - 85,21 + 0,07695X ₁ – 0,038X ₁ ² + 13,41X ₂ – 0,011X ₁ X ₂ ² + 0,0007X ₁ ² X ₂	0,97
Modelo codificado - Al ₂ (SO ₄) ₃	R ²
DQO=-2552,21 + 19,41X ₁ – 0,03X ₁ ² + 741,05X ₂ -53,17X ₂ ² -5,56X ₁ X ₂ +0,40X ₁ X ₂ ² + 0,01X ₁ ² X ₂	0,99
TURBIDEZ= 552,97 – 2,20X ₁ + 0,002X ₁ ² -129,24X ₂ + 8,41X ₂ ² + 0,65X ₁ X ₂ ² – 0,046X ₁ X ₂ ² – 0,0001X ₁ ² X ₂	0,99
SS= 183,26 – 0,36X ₁ – 0,0002X ₁ ² – 17,0X ₂ + 0,10X ₁ X ₂ – 0,005X ₁ X ₂ ²	0,97
ST= 12,53 – 0,81X ₁ + 0,0002X ₁ ² + 0,21X ₁ X ₂ – 0,013X ₁ X ₂ ² – 0,00004X ₁ ² X ₂	0,94
SF= 653,62 + 1,23X ₁ – 209,34X ₂ + 16,85X ₂ ² – 0,34X ₁ X ₂ +0,024X ₁ X ₂ ²	0,99
SV= -4,06X ₁ + 1,14X ₁ X ₂ – 0,07X ₁ X ₂ ²	0,98

X₁: Concentração de coagulante; X₂: pH; X₁ X₂: interação entre concentração de coagulante e pH; DQO: demanda química de oxigênio; SS: sólidos suspensos; ST: sólidos totais; SF: sólidos fixos; SV: sólidos voláteis; R²: coeficiente de determinação.

A validação dos modelos estatísticos é confirmada por ANOVA a partir da distribuição de Fisher, em que 0,80 a 0,99 da variabilidade das respostas pode ser explicada pelos modelos propostos, indicando que estes se ajustam aos dados experimentais. Os resultados para os parâmetros de remoção de DQO, Turbidez, SS, ST, SF e SV são mostrados na Tabela 8, indicando que o valor de $F_{\text{calculado}}$ dos parâmetros DQO, ST, SF e SV foram três vezes maiores que os valores de F_{tabelado} . Conclui-se que os modelos são significativos e preditivos, considerando ainda os coeficientes de determinação destes parâmetros, conforme Tabela 7, indicando boa reprodutibilidade dos dados experimentais.

Tabela 8. Análise de variância para o ajuste dos modelos gerados para o coagulante cloreto férrico.

	Fonte de Variação	SQ	GL	MQ	Fcal	Ftab
DQO	Regressão	7540	6	1256	8373	3,09
	Resíduo	1,55	11	0,15		
	Falta de Ajuste	0,05	2			
	Erro Puro	1,505	9			
	Total	7541	17			
Turbidez	Regressão	7053	6	1175	1846	3,09
	Resíduo	0,70	11	0,063		
	Falta de Ajuste	0,022	2			
	Erro Puro	0,674	9			
	Total	7054	17			
SS	Regressão	1904	6	317	1543	3,09
	Resíduo	2,26	11	0,20		
	Falta de Ajuste	0,073	2			
	Erro Puro	2,19	9			
	Total	1907	17			
ST	Regressão	456	6	76	193	3,09
	Resíduo	4,33	11	0,4		
	Falta de Ajuste	0,217	2			
	Erro Puro	4,12	9			
	Total	461	17			
SF	Regressão	790	6	132	395	3,09
	Resíduo	3,67	11	0,33		
	Falta de Ajuste	0,117	2			
	Erro Puro	3,56	9			
	Total	794	17			
SV	Regressão	8290	6	1381	417	3,09
	Resíduo	36,43	11	3,31		
	Falta de Ajuste	1,03	2			
	Erro Puro	35,4	9			
	Total	8327	17			

DQO: demanda química de oxigênio; SS: sólidos suspensos; ST: sólidos totais; SF: sólidos fixos; SV: sólidos voláteis; SQ: soma dos quadrados; GL: graus de liberdade; MQ: média quadrática; Fca: fonte de variação para 95% de confiança; Ftab: F de Fisher tabelado.

Tabela 9. Análise de variância para o ajuste dos modelos gerados para o coagulante sulfato de alumínio.

	Fonte de variação	SQ	GL	MQ	Fcal	Ftab
DQO	Regressão	23470	6	3911	1766	3,09
	Resíduo	24,36	11	2,21		
	Falta de Ajuste	3,76	2			
	Erro Puro	20,60	9			
	Total	23495	17			
Turbidez	Regressão	1900	6	316,7	6585	3,09
	Resíduo	0,529	11	0,05		
	Falta de Ajuste	0,08	2			
	Erro Puro	0,449	9			
	Total	1901	17			
SS	Regressão	2442	6	407	547	3,09
	Resíduo	8,18	11	0,74		
	Falta de Ajuste	1,29	2			
	Erro Puro	6,89	9			
	Total	2451	17			
ST	Regressão	400,3	6	66,71	11,76	3,09
	Resíduo	62,36	11	5,70		
	Falta de Ajuste	58,53	2			
	Erro Puro	3,83	9			
	Total	462,65	17			
SF	Regressão	11741	6	1582,28	26,98	2,31
	Resíduo	9,62	11	58,63		
	Falta de Ajuste	0,33	2			
	Erro Puro	9,29	9			
	Total	11751	17			
SV	Regressão	5645	6	941	330	3,09
	Resíduo	31,38	11	2,85		
	Falta de Ajuste	6,73	2			
	Erro Puro	24,65	9			
	Total	5677	17			

DQO: demanda química de oxigênio; SS: sólidos suspensos; ST: sólidos totais; SF: sólidos fixos; SV: sólidos voláteis; SQ: soma dos quadrados; GL: graus de liberdade; MQ: média quadrática; Fca: fonte de variação para 95% de confiança; Ftab: F de Fisher tabelado.

As Figuras 2, 3, 4 e 5 apresentam diagramas das superfícies de resposta elaborados a partir dos modelos de regressão, expressos na Tabela 7, que mostram o comportamento da remoção dos parâmetros DQO e Turbidez em função dos fatores pH e concentração de coagulante.

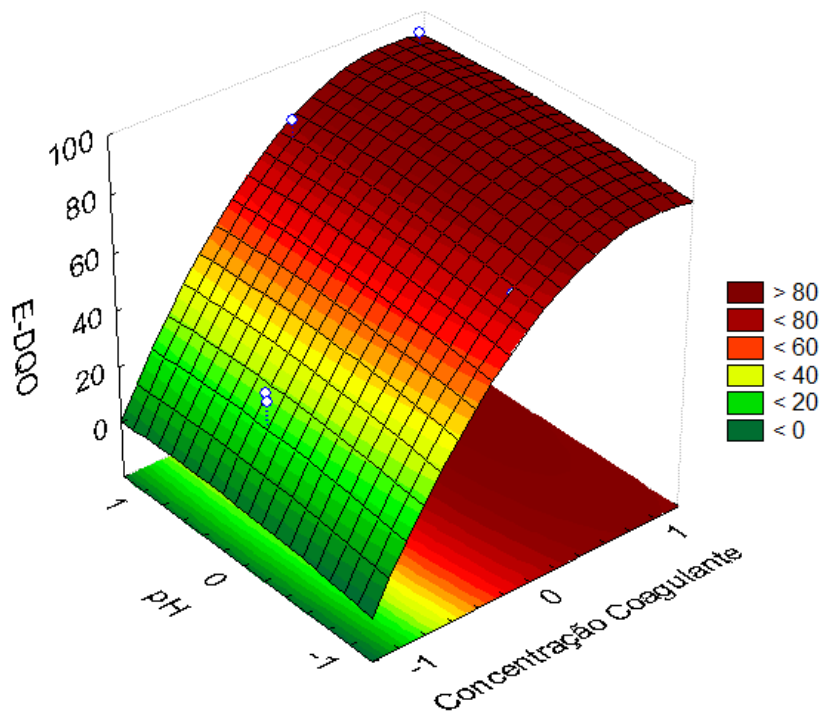


Figura 2. Efeito do pH e concentração de sulfato de alumínio na remoção de DQO.

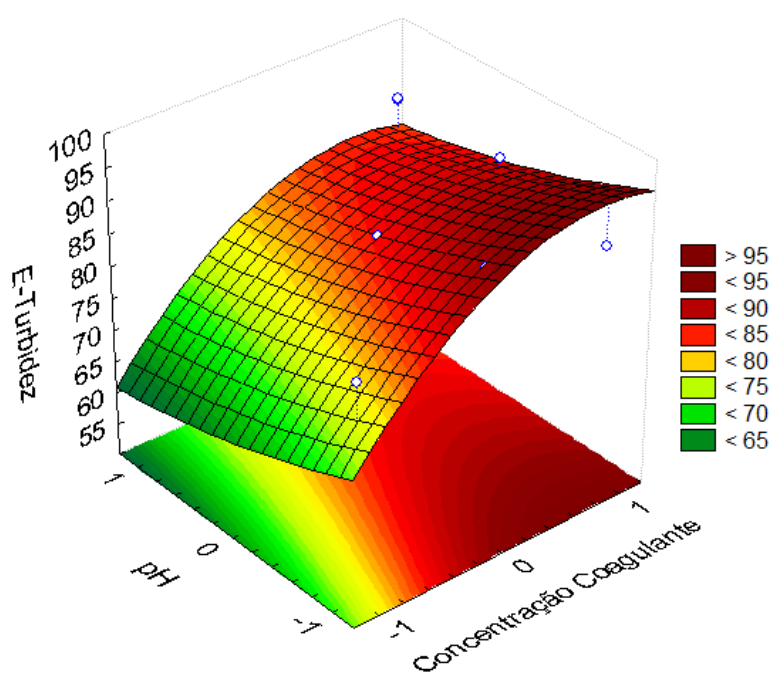


Figura 3. Efeito do pH e concentração de sulfato de alumínio na remoção de turbidez.

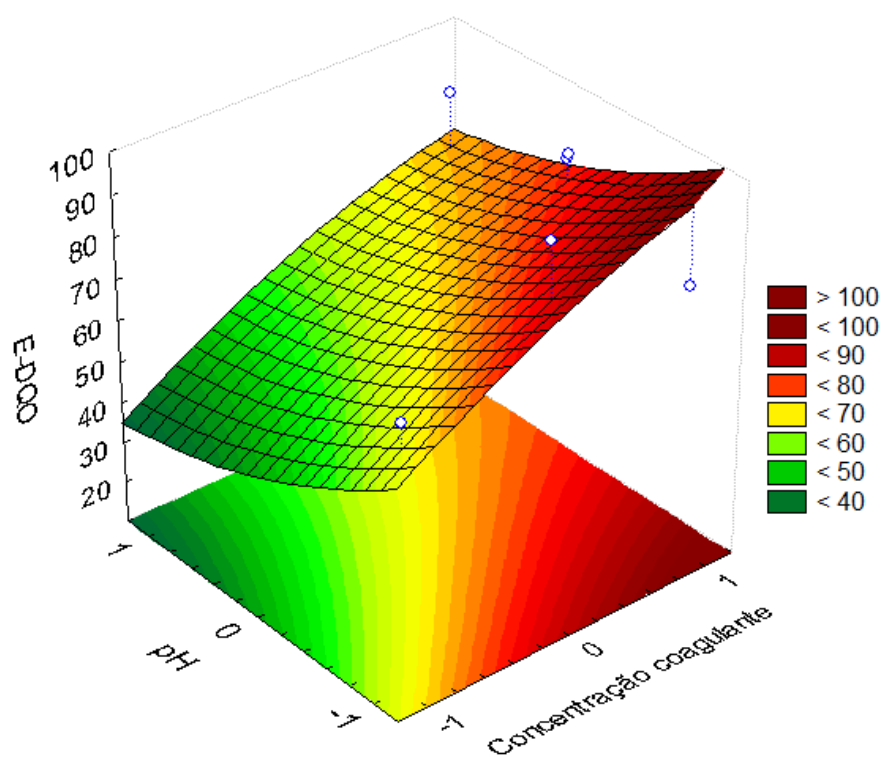


Figura 4. Efeito do pH e concentração de cloreto férrico na remoção de DQO.

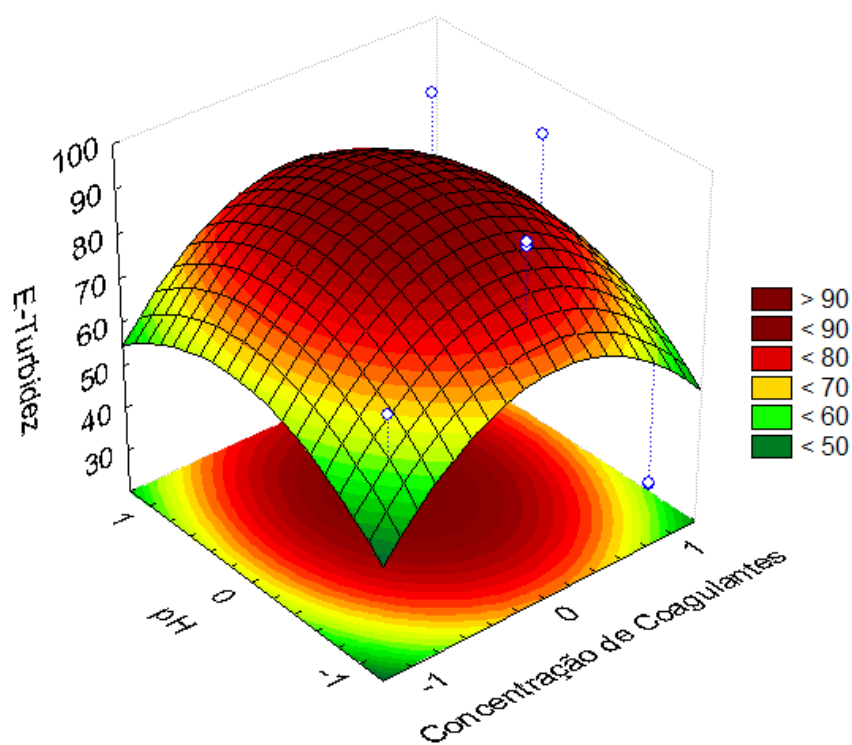


Figura 5. Efeito do pH e concentração de cloreto férrico na remoção de turbidez.

As Figuras 2 e 3 representam as superfícies de resposta utilizando sulfato de alumínio como coagulante. Avaliando a Figura 2, observa-se que a tendência para eficiência de remoção de DQO dá-se nas maiores concentrações de coagulante e para as maiores faixas de pH. Enquanto que para eficiência de remoção de turbidez tende para os pontos centrais em pH 7,0 e na concentração de 350 mg.L⁻¹.

As Figuras 4 e 5 representam o diagrama das superfícies de resposta utilizando cloreto férrico como coagulante, onde observa-se a tendência do aumento da remoção de DQO e turbidez na faixa de concentração de 350 – 450 mg.L⁻¹ para os pH 7,0 e 6,0 respectivamente.

5. CONCLUSÃO

- Com os resultados obtidos pela caracterização do efluente de laticínios, ficou evidenciada ampla variação nos valores dos parâmetros avaliados através dos valores de desvio padrão.

- A partir das condições estudadas, os parâmetros pH e concentração de coagulante apresentaram, de modo geral, efeitos positivos e significativos. Tanto o pH como a concentração de coagulante influenciaram significativamente ao nível de probabilidade de 5% para a relação de SS, DQO e turbidez.

- O estudo relatou que os coagulantes FeCl_3 e $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ foram eficazes no processo de coagulação/floculação visando a separação da biomassa de *Aphanothece microscopica* Nägeli gerada no tratamento de efluente de laticínios. Observou-se a melhor condição de cloreto férrico na concentração de 350 mg.L^{-1} e pH 6,0 e para o sulfato de alumínio, 450 mg.L^{-1} e pH 8,0.

- Também ficou demonstrado a superioridade do FeCl_3 na separação da biomassa gerada por *Aphanothece microscopica* Nägeli, o que resultou em uma água residuária com remoção de até 96% da turbidez.

- Conclui-se também que os modelos gerados foram significativos e preditivos, considerando os valores do coeficiente de regressão de até 0,99.

- Ficou registrado que a coagulação/floculação é um dos mais importantes métodos para reduzir o material suspenso, coloidal, bem como o material orgânico. Isso fica demonstrado pela eficiência de remoção dos parâmetros analisados.

- Como recomendações, pode-se estudar diferentes variações nas velocidades de mistura rápida e lenta, para se verificar se estas variáveis apresentam significância nas eficiências de remoção dos parâmetros SS, DQO e turbidez. Outro fator que pode ser estudado é o tempo de residência/sedimentação, para mais ou para menos.

- Por fim, em estudos futuros poderão ser avaliados outros tipos de coagulantes, caso dos orgânicos como o tanino, tratando o efluente sem causar uma poluição adicional ao meio ambiente.

6. REFERÊNCIAS

ABOU-REJAILE, A.C.E.D. **Caracterização de produto bioaumentador comercial para tratamento de efluente líquido de uma indústria pesqueira.** 2010. 95f. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) - Universidade do Vale do Itajaí, Itajaí, 2010.

AL-MUTAIRI, N.Z.; HAMODA, M.F.; AL-GHUSAIN, I.A. Coagulant selection and sludge conditioning in a slaughterhouse wastewater treatment plant. **Bioresource Technology**, v.95, p.115 - 119, 2004.

ANAGNOSTIDIS, K.; KOMÁREK, J. Modern Approach to the classification system of cyanophytes 3 – Oscillatoriales. *Archiv für Hydrobiologie Algological Studies*, v. 80, p. 327-472, 1988.

ANDRADE, L.H. **Tratamento de efluente de indústria de laticínios por duas configurações de biorreator com membranas e nanofiltração visando o reúso.** 2011. 214f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2011.

APHA – American Public Health Association. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.** Washington, 2005.

ARAÚJO, S.C.; GARCIA, V.M.T. Growth and biochemical composition of the diatom *Chaetoceros cf. wighamii* brightwell under different temperature, salinity and carbon dioxide levels. I. Protein, carbohydrates and lipids. **Aquaculture**, v.246, p.405 - 412, 2005.

ARDELEAN, I.; ZARNEA, G. **Photosynthesis respiration interplay in cianobactéria: Fundamentals and Aplication.** In: Subramanian, G.; Kaushik, B.D.; Venkataraman, G.S. *Cyanobacterial Biotechnology*. Science Publishers, Inc., USA. p.103-107, 1998.

AZZOLINI, J.C.; FABRO, L.F. Monitoramento da eficiência do sistema de tratamento de efluentes de um laticínio da região Meio Oeste de Santa Catarina. **Unoesc & Ciência - ACET**, Joaçaba, v.4, n.1, p.43-60, 2013.

BANU, R.; ANANDAN, S.; KALIAPPAN, S.; YEOM, I.T. Treatment of dairy wastewater using anaerobic and solar photocatalytic methods. **Solar Energy**, v.82, p.812 - 819, 2008.

BARSANTI, L.; GUALTIERI, P. Algae: Anatomy. **Biochemistry and Bioengineering**, p.1-34, 2006.

BASHAN, L.E.; MORENO, M.; HERNANDEZ, J.P.; BASHAN, Y. Removal of ammonium and phosphorus ions from synthetic wastewater by the microalgae *Chlorella vulgaris* coimmobilized in alginate beads with the microalgae growth-promoting bacterium *Azospirillum brasilense*. **Water Research**, v.36, p.2941-2948, 2002.

BASSOI, L.J.; GUAZELLI, M.R. Controle Ambiental da Água. In: PHILLIPI JR, A.; ROMÉRIO, M.D.A.; BRUNA, G.C. **Curso de Gestão Ambiental**. 1 ed. Barueri - SP: Manole, v.1, 2004.

BASTOS, R.G.; QUEIROZ, M.I.; ALMEIDA, T.L.; BENERI, R.L.; ALMEIDA, R.V.; PADILHA, M. Remoção de nitrogênio e matéria orgânica do efluente da parboilização do arroz por *Aphanothece microscopica* Nägeli na ausência de luminosidade. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.9, n.2, p.112 - 116, 2004.

BASTOS, R.G.; SEVERO, M.; VOLPATO, G; JACOB-LOPES, E.; ZEPKA, L.Q.; QUEIROZ, M.I. Bioconversão do nitrogênio do efluente da parboilização do arroz por incorporação em biomassa da cianobactéria *Aphanothece microscopica* Nägeli. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v.5, n.3, p.258 - 264, 2010.

BERTON, A.C.; GEHM, D.H.; SCHNITZLER, D.C.; DURLI, E. Tratamento de efluentes de indústrias de alimentos com lipase comercial para redução de altos teores de óleos e graxas. In: REUNIÃO ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE QUÍMICA, 34., 2011, Florianópolis. **Anais eletrônicos**. Florianópolis: SBQ, 2011. Disponível em: <<http://sec.sbq.org.br/cdrom/34ra/resumos/T3620-2.pdf>>. Acesso em: 27 mar. 2014.

BOF, J.G. **Remoção de turbidez e fitoplâncton por meio da sedimentação e da flotação, com base no diagrama de coagulação do sulfato de alumínio: avaliação em escala de bancada.** 2007. 113f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal do Espírito Santo, Espírito Santo, 2007.

BONINI, M.A.; BASTOS, R.G. Produção de biomassa de *Aphanothece microscopica* e *Chlorella vulgaris* por cultivo heterotrófico a partir de glicose. **Semina: Ciências Biológicas e da Saúde**, Londrina, v.33, n.2, p.151 - 160, 2012.

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

BRIÃO, V.B.; TAVARES, C.R.G. Geração de efluentes na indústria de laticínios: atitudes preventivas e oportunidades. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23., 2005, Campo Grande. **Anais eletrônicos.** Campo Grande: ABES, 2005. Disponível em: <<http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/abes23/ii-018.pdf>>. Acesso em: 27 mar. 2014.

CAMMAROTA, M.C.; FREIRE D.M.G. A review on hydrolytic enzymes in the treatment of wastewater with high oil and grease content. **Bioresource Technology**, v.97, n.17, p.2195 - 2210, 2006.

CARDOSO, J.M.P. **Influência duma indústria de laticínios num processo global de tratamento de água.** 2013. 109f. Dissertação (Mestrado em Qualidade e Segurança Alimentar) - Instituto Politécnico de Bragança, Bragança, 2013.

CHAVES, A.J.; DEL BIANCHI, V.L.; RIBEIRO, E.R.; BUENO, G.F. Tratamento de efluente da indústria de laticínios utilizando a microalga *Spirulina platensis*. In: CONGRESSO DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA, 24., 2012, São Paulo. **Anais eletrônicos.** São Paulo: UNESP, 2012. Disponível em: <http://prope.unesp.br/cic/admin/ver_resumo.php?area=100071&subarea=21095&congresso=34&CPF=36489368838>. Acesso em: 27 mar. 2014.

CONTRERAS, E.M.; GIANNUZZI, L.; ZARITZKY, N.E. Growth kinetics of the filamentous microorganism *Sphaerotilus natans* in a model system of a food industry wastewater. **Water Research**, v.34, n.18, p.4455 - 4463, 2000.

CORAL, L.A. **Remoção de cianobactérias e cianotoxinas em águas de abastecimento pela associação de flotação por ar dissolvido e nanofiltração**. 2009. 198f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2009.

DE GODOS, I.; VARGAS, V.A.; BLANCO, S.; GARCÍA, M.C.; SOTO, R.; GARCÍA-ENCINA, P.A.; BECARES, E.; MUÑOZ, R. A comparative evaluation of microalgae for the degradation of piggery wastewater under photosynthetic oxygenation. **Bioresource Technology**, v.101, n.14, p.5150 - 5158, 2010.

DELABARY, G. S. **Avaliação do crescimento de três microalgas para a remoção de nutrientes de efluentes de estação de tratamento de dejetos de suínos**. 2012. 163f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2012.

DERNER, R.B.; OHSE, S.; VILELA, M.; CARVALHO, S.M.; FETT, R. Microalgas, produtos e aplicações. **Revista Ciência Rural**, Santa Maria, v.36, n.6, p.1959-1967, 2006.

DURLI, E. **Tratamento de efluentes de indústria de laticínios utilizando lipases de *Burkholderia cepacia* lteb11**. 2007. 111f. Dissertação (Mestrado em Química) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2007.

EMBRAPA GADO DE LEITE. **Tecnologias para produção de leite na Região da Mata Atlântica do Brasil**. Embrapa Gado de Leite: Juiz de Fora, 2011. Disponível em: <<http://www.cnp.gl.embrapa.br/sistemaproducao/book/export/html/21>>. Acesso em: 20 abr. 2014.

GIORDANO, Gandhi. **Tratamento e controle de efluentes industriais**. Rio de Janeiro, 2004. 81p. Apostila. Disponível em: <<http://www.ebah.com.br/content/ABAAAA9OwAl/tratamento--controle-efluentes-industriais>>. Acesso em: 20 abr. 2014.

GONZÁLEZ, L.E.; CAÑIZARES, R.O.; BAENA, S. Efficiency of ammonia and phosphorus removal from a Colombian agroindustrial wastewater by the microalgae *Chlorella vulgaris* and *Scenedesmus dimorphus*. **Bioresource Technology**, v.60, p.259 - 262, 1997.

GRIMA, E.M.; BELARBI, E.H.; FERNÁNDEZ, F.G.A. Recovery of microalgal biomass and metabolites: process options and economics. **Biotechnology Advances**, v.20, p.491 - 515, 2003.

HALPERIN, D. R.; ZULPA DE CAIRE, G.; ZACCARO DE MULLE, M. C. Contenido Proteico de *Aphanothece stagnina* (Sprengel). A. Braun (Cyanophyta, Chorococcaceae). **Physis sección B**, v. 33, p. 159 - 164, 1974.

HAMDANI, A.; MOUNTADAR, M.; ASSOBBHEI, O. Comparative study of the efficacy of three coagulants in treating dairy factory waste water. **International Journal of Dairy Technology**, v. 58, p. 83 - 88, 2005.

HENDERSON, R.; PARSONS, S.A.; JEFFERSON, B. The impact of algal properties and pre-oxidation on solid liquid separation of algae. **Water Research**, v.42, p.1827 - 1845, 2008.

HENDERSON, R.; PARSONS, S.A.; JEFFERSON, B. The impact of differing cell and algogenic organic matter (AOM) characteristics on the coagulation and flotation of algae. **Water Research**, v.44, p.3617 - 3624, 2010.

HORNES, M.; QUEIROZ, M.I. Evaluation of the growth of cyanobacterium *Aphanothece microscopica* Nägeli in effluent of fishing industry. In: CHISA – International Congress of Chemical and Process Engineering, 16., Prague, 2004.

HORNES, M.; SILVA, A. G; MITTERER, M. L; QUEIROZ, M. I. Influência dos compostos nitrogenados na concentração de proteína da cianobactéria *Aphanothece microscopica* Nägeli. **Ciência e Tecnologia de Alimentos**, v.30, p.371, 2010.

JANCZUKOWICZ, W.; ZIELIN, S.; DEBOWSKI, M. Biodegradability evaluation of dairy effluents originated in selected sections of dairy production. **Bioresource Technology**, v.99, p.4199 - 4205, 2008.

JIN, Yan. **Use of a high resolution photographic technique for studying coagulation/flocculation in water treatment**. 2005. 152f. Thesis (Master in Science in Civil and Geological Engineering) - University of Saskatchewan Saskatoon, 2005.

KAEWSUK, J.; THORASAMPAN, W.; THANUTTAMAVONG, M.; SEO, G.T. Kinetic development and evaluation of membrane sequencing batch reactor (MSBR) with mixed cultures photosynthetic bacteria for dairy wastewater treatment. **Journal of Environmental Management**, v.91, p.1161 - 1168, 2010.

KIM, S-H; MOON, S-Y; YOON, C-H. Role of coagulation in membrane filtration of wastewater for reuse. **Desalination**, v.173, p.301-307, 2005.

KUMMER, A.C.B.; ANDRADE, L.; GOMES, S.D.; FAZOLO, A.; HASAN, S.D.M.; MACHADO, F. Tratamento de efluente de abatedouro de tilápia com adição de manipueira na fase anóxica. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.31, n.1, p.150-157, 2011.

KUSHWAHA, J.P.; SRIVASTAVA, V.; MALL, I.D. Treatment of dairy wastewater by commercial activated carbon and bagasse fly ash: arametric, kinetic and equilibrium modelling, disposal studies. **Bioresource Technology**, v.101, p.3474-3483, 2010.

LALIBERTÉ, G.; LESSARD, P.; DE LA NOÛE, J.; SYLVESTRE, S. Effect of phosphorus addition on nutrient removal from wastewater with the cyanobacterium *Phormidium bohneri*. **Bioresource Technology**, v.59, p.227-233, 1997.

LINCOLN, E.P.; WILKIE, A.C.; FRENCH, B.T. Cyanobacterial process for renovating dairy wastewater. **Biomass and Bioenergy**, v.10, n.1, p.63-68, 1996.

MACHADO, R.M.G.; FREIRE, V.H.; SILVA, P.C.; FIGUEREDO, D.V.; FERREIRA, P.E. **Controle ambiental em pequenas e médias indústrias de laticínios**. Belo Horizonte-MG: Projeto Minas Ambiente, 2002. 224p.

MANENTI, D.R.; BORBA, F.H.; MÓDENES, A.N.; ESPINOZA-QUIÑONES, F.R.; PALÁCIO, S.M.; CRESTANI, K.S.; SCHMIDT JR, P.R.; NASCIMENTO, R. Otimização do processo foto-fenton com irradiação UV no tratamento de efluentes de indústria de processamento de subprodutos de alimentos. **Revista Ciências Exatas e Naturais**, v.11, n.1, 2009.

MEZZOMO, N.; SAGGIORATO, A.G.; SIEBERT, R.; TATSCH, P.O.; LAGO, M.C.; HEMKEMEIER, M.; COSTA, J.A.V.; BERTOLIN, T.E.; COLLA, L.M. Cultivation of microalgae *Spirulina platensis* (*Arthrospira platensis*) from biological treatment of swine wastewater. **Ciência e Tecnologia de Alimentos**, v.30, n.1, p.173-178, 2010.

MULKERRINS, D.; O'CONNOR, E.; LAWLEE, B.; BARTON, P.; DOBSON, A. Assessing the feasibility of achieving biological nutrient removal from wastewater at an Irish food processing factory. **Bioresource Technology**, v.91, p.207-214, 2004.

MULLER, J.B. **Avaliação da remocão da toxicidade da ciclofosfamida através de tratamento físico-químico de efluentes**. 2008. 72f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2008.

MUNAVALLI, G.R.; SALER, P.S.. Treatment of dairy wastewater by water hyacinth. **Water Science Technology**, v.59, p.713-722, 2009.

NASCIMENTO, R.A.; FEIJÓ DE FIGUEIREDO, R. Tratamento de efluentes líquidos de indústria alimentícia através de reator UASB. In: CONGRESO INTERAMERICANO DE INGENIERIA SANITARIA Y AMBIENTAL, 25, 1996, Mexico. **Tratamiento de aguas residuales**, Mexico: AIDIS, v.1, p.725-732, 1996. Disponível em: <<http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/aresidua/mexico/01068p04.pdf>>. Acesso em: 14 abr. 2014.

NEVES, F.F.; JERÊMIAS, M.L.; LOPES, R.G.; SARDÁ, A. Efeito do uso de efluente doméstico tratado, como meio de cultura, sobre o crescimento e produtividade no cultivo de *Chlamydomonas* sp. isolada de lixiviado de aterro sanitário. **TECNO-LÓGICA**, Santa Cruz do Sul, v.17, n.1, p.30-37, 2013.

NISHI, L.; MADRONA, G.S.; GUILHERME, A.L.F.; VIEIRA, A.M.S.; ARAÚJO, A.A.; UGRI, M.C.A.; BERGAMASCO, R. Cyanobacterial removal by coagulation/flocculation with seeds of the natural coagulant *Moringa oleifera* lam. **Chemical Engineering Transactions**, v.24, p.1129-1134, 2011.

NUNES, J.A. **Tratamento físico-químico de águas residuárias industriais**. Aracajú: Gráfica e Editora Triunfo Ltda, 2001. 298 p.

PARENTE, A.H.; SILVA, E.A.B. Redução de efluentes líquidos na indústria alimentícia. **Revista Química & Tecnologia**, ano 1, n.1, 2002.

PAVANELLI, G. **Eficiência de diferentes tipos de coagulantes na coagulação, floculação e sedimentação de água com cor ou turbidez elevada**. 2001. 216f. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) – Universidade de São Paulo, São Carlos, 2001.

QUEIROZ, M. I. ; LOPES, E. J. ; ZEPKA, L. Q.; NETTO, F. M. Caracterização da fração protéica da cianobactéria *Aphanothece microscopica* Nägeli cultivada no efluente da parboilização do arroz. **Ciência e Tecnologia de Alimentos**, v.26, p.482-488, 2006.

QUEIROZ, M. I.; BENERI, R.; BASTOS, R.; ALMEIDA, R. Single-cell protein production by *Aphanothece microscopica* Nägeli in rice parboilized effluent. **Food Science and Biotechnology**, v. 13, n.1, p.142-150, 2004.

QUEIROZ, M. I.; JACOB, E.; ZEPKA, L. Q.; BASTOS, R. The kinetics of the removal of nitrogen and organic matter from parboiled rice effluent by cianobacteria in a stirred batch reactor. **Bioresource Technology**, v.98, p. 2163-2169, 2007.

QUEIROZ, M.I.; HORNES M.O.; SILVA-MANETTI, A.G.; JACOB-LOPES, E. Single-cell oil production by cyanobacterium *Aphanothece microscopica* Nägeli

cultivated heterotrophically in fish processing wastewater. **Applied Energy**, v. 88, p.3438-3443, 2011.

RIPPKA, R.; DERUELLES, J.; WATERBURY, J.B.; HERDMAN, M.; STANIER, R.Y. Generic assignments strain histories and properties of pure cultures of cyanobacteria. **Journal of General Microbiology**, n.111, p.01-61, 1979.

RUSSO, D.A.M.T. **Estudo do crescimento da microalga *Chlorella vulgaris* numa água residual tratada, sob diferentes condições de fotoperíodo e temperatura**. 2011. 111f. Dissertação (Mestrado em Energia e Bioenergia) - Universidade Nova de Lisboa, Lisboa, 2011.

SANCHO, M.E.M.; CASTILLO, J.M.J.; YOUSFI, F. Photoautotrophic consumption of phosphorus by *Scenedesmus obliquus* in a continuous culture. Influence of light intensity. **Process Biochemistry**, v.34, p.811-818, 1999.

SARKAR, B., CHAKRABARTI, P.P., VIJAYKUMAR A., KALE, V. Wastewater treatment in dairy industries – possibility of reuse. **Desalination**, v.195, p.141-152, 2006.

SCHMITZ, R.; DAL MAGRO, C.; COLLA, L.M. Aplicações ambientais de microalgas. **Revista CIATEC - UPF**, v.4, n.1, p.48-60, 2012.

SENS, M.L. **Tratamento de águas de abastecimento**. Apostila de aula. Disciplina: ENS – 5158 Tratamento de Água de Abastecimento. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2005. 131p.

SESSIN, L.E. **Programa de Produção mais Limpa para uma indústria de médio porte de laticínios**. 2012. 61f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2012.

SILVA, A.G.; HORNES, M.L.; MITTERER, M.L.; QUEIROZ, M.I. Application of coagulants in pretreatment of fish wastewater using factorial design. **Desalination**, Amsterdam, v.1, p.208-214, 2009.

SILVA, E.B.; ISOLDI, L.A.; QUEIROZ, M.I.; KOETZ, P.R.; PIEDRAS, S.R.N. Remoção de nutrientes em águas residuárias da indústria de conservas utilizando *Aphanothece microscopica* Nägeli. **Revista Vetor**, Rio Grande, v.15, n.1, p.19-23, 2005.

SILVA, F.K.; EYNG, J. O tratamento de águas residuais de indústria de laticínios: um estudo comparativo entre os métodos de tratamento com biofiltro e com o sistema convencional de lagoas. **Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental**, Florianópolis, v.1, n.2, p.4-22, 2013.

SILVA-MANETTI, A. G. **Avaliação do potencial de reúso da água industrial oriunda de uma indústria processadora de pescado utilizando *Aphanothece microscopica* Nägeli**. 2008. 95f. Dissertação (Mestrado em Engenharia e Ciência de Alimentos) - Fundação Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande, 2008.

SILVA-MANETTI, A.G.; HORNES, M.O.; MITTERER, M.L.; QUEIROZ, M.I. Fish processing wastewater treatment by combined biological and chemical processes aiming at water reuse. **Desalination and Water Treatment**, v.29, p.196-212, 2011.

SOARES, R.J.B. **Avaliação das possibilidades de tratamento de um efluente piscícola marinho por microalgas**. 2000. 152f. Dissertação (Mestrado em Hidrobiologia) - Universidade do Porto, Porto, 2000.

SOUZA, I.F. **Avaliação da qualidade da água do córrego São Caetano na área urbana do Município de Botucatu- SP**. 2012. 99f. Tese (Doutorado em Energia na Agricultura) - Universidade Estadual Paulista Júlio De Mesquita Filho, Botucatu, 2012.

SRINIVASAN, P. T.; VIRARAGHAVAN, T.; SUBRAMANIAN, K. S. Aluminium in drinking water: an overview. **Water SA**, v.25, n.1, p.47-56, 1999.

TAM, N.F.Y.; WONG, Y.S.. Effect of immobilized microalgal bead concentrations on wastewater nutrient removal. **Environmental Pollution**, v.107, p.145-151, 2000.

TEIXEIRA, C.O. **Efluentes de laticínios, enquadramento legal e a representação de técnicos e gerentes**. 2011. 73f. Mestrado (Ciência e Tecnologia do Leite e Derivados) - Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora, 2011.

THEBALDI, M.S.; SANDRI, D.; FELISBERTO, A.B.; ROCHA, M.S.; NETO, S.A. Qualidade da água de um córrego sob influência de efluente tratado de abate bovino. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.15, n.3, 2011.

TONHATO JUNIOR, A.; FIORESE, M.L.; HASAN, S.D.M; SEBASTIEN, N.Y. Separação por floculação e sedimentação de biomassa de microalgas utilizando tanino vegetal. In: ENCONTRO PARANAENSE DE ENGENHARIA E CIÊNCIA, 3, 2013, Toledo. **Anais eletrônicos**. Toledo: UNIOESTE, 2013. Disponível em:< <http://www.unioeste.br/eq/iiiiepec/artigos/Trab01-Tonhato-J%20et%20al.pdf>>. Acesso em 15 ago. 2014.

VALENTE, G.F.S. **Avaliação de eletrocoagulação no tratamento de efluente líquido da indústria de laticínios**. 2012. 117f. Tese (Doutorado em Ciência e Tecnologia de Alimentos) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2012.

VIDOTTI, E.C., ROLLEMBERG, M.C.E. Algas: da economia nos ambientes aquáticos à biorremediação e à química analítica. **Química Nova**, v.27, n.1, p.139-145, 2004.

VIEIRA, J.G.; JACOB-LOPES, E.; SILVA-MANETTI, A.G.; QUEIROZ, M.I. Influência da temperatura na remoção de fosfato por microalgas em biorreatores heterotróficos. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v.7, n.2, p.101-109, 2012.

VOURCH, M.; BALANNEC, B.; CHAUFER B.; DORANGE G. Treatment of dairy industry wastewater by reverse osmosis for water reuse. **Desalination**, v.219, p.190-202, 2008.

YADAVALLI, R.; HEGGERS, G.R.V.N. Two stage treatment of dairy effluent using immobilized *Chlorella pyrenoidosa*. **Journal of environmental health science and engineering**, v.11, n.1, p. 36, 2013.

ZABLONSKY, J.R. **Avaliação da remoção de cianobactérias e cianotoxinas de ambientes eutrofizados por coagulação e membranas filtrantes.** 2013. 111f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2012.

ZEPKA, L.Q.; JACOB-LOPES, E.; GOLDBECK, R.; SOUZA-SOARES, L.A.; QUEIROZ, M.I.. Nutritional evaluation of single-cell protein produced by *Aphanothece microscopica* Nägeli. **Bioresource Technology**, v.101, p.7107-7111, 2010.

ZEPKA, L.Q.; LOPES, E.J. ; GOLDBECK, R.; QUEIROZ, M.I. Production and biochemical profile of the microalgae *Aphanothece microscopica* Nägeli submitted to different drying condition. **Chemical Engineering and Processing**, v.47, p.1313-1316, 2008.