

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL

INSTITUTO DE PESQUISAS HIDRÁULICAS

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM RECURSOS HÍDRICOS E SANEAMENTO
AMBIENTAL

**PRODUÇÃO DE BIOMASSA DE ALGAS EM LAGOAS DE ALTA TAXA
ALIMENTADAS COM ESGOTO SANITÁRIO COM POSTERIOR SEPARAÇÃO
POR FLOTAÇÃO POR AR DISSOLVIDO**

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

JOSÉ CARLOS ALVES BARROSO JÚNIOR

Porto Alegre, junho de 2015

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL

INSTITUTO DE PESQUISAS HIDRÁULICAS

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM RECURSOS HÍDRICOS E SANEAMENTO
AMBIENTAL

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

**PRODUÇÃO DE BIOMASSA DE ALGAS EM LAGOAS DE ALTA TAXA
ALIMENTADAS COM ESGOTO SANITÁRIO COM POSTERIOR SEPARAÇÃO
POR FLOTAÇÃO POR AR DISSOLVIDO**

Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental como requisito parcial para a obtenção do título de mestre em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental.

Orientador:

Prof. Luiz Olinto Monteggia

Porto Alegre

2015

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL

INSTITUTO DE PESQUISAS HIDRÁULICAS

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM RECURSOS HÍDRICOS E SANEAMENTO
AMBIENTAL

**PRODUÇÃO DE BIOMASSA DE ALGAS EM LAGOAS DE ALTA TAXA
ALIMENTADAS COM ESGOTO SANITÁRIO COM POSTERIOR SEPARAÇÃO
POR FLOTAÇÃO POR AR DISSOLVIDO**

José Carlos Alves Barroso Júnior

*Dissertação submetida ao programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos
e Saneamento Ambiental da Universidade Federal do Rio Grande do Sul como requisito
parcial para a obtenção do título de Mestre em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental*

Orientador: Luiz Olinto Monteggia

Banca Examinadora

Prof. Dr. Rafael T. Rodrigues - LTM/UFRGS

Prof. Dr. Rosane Rech - ICTA/UFRGS

Prof. Dr. Sérgio J. de Luca - IPH/UFRGS

Porto Alegre, Junho de 2015

AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer inicialmente aos meus Pais (José Carlos e Ellen de Fátima) por me ensinarem a distinguir o certo do errado e sempre me apoiarem em minhas decisões. Agradeço também ao meu irmão (Tadeu Barroso) e minha noiva (Gabrielli Yamashita) por estar sempre ao meu lado em minhas decisões, me ajudar em momentos difíceis e comemorar os desafios superados. A toda a minha família que sempre me deu forças para continuar. Ao meu orientador o professor Luiz Olinto Monteggia por ajudar a trilhar este caminho, aos ensinamentos e estar sempre a disposição para me auxiliar em momentos confusos. Ao professor Sérgio De Luca com o qual pude trabalhar e me incentivou e ajudou a realizar o mestrado. Aos colegas de trabalho e do laboratório (especialmente ao Felipe Krüger, a Maria Cristina, Nestor Muñoz e Eddie Gómez) pelos momentos de descontração, de dúvidas, aos ensinamentos e as conversas sem fim. A todos amigos que sempre me deram força, dentro e fora de Porto Alegre. A professora Rosane Rech e o pessoal do laboratório do ICTA no auxílio das análises de lipídios. Aos motoristas do IPH/UFRGS por ajudar na coleta e nas idas e vindas à Campo Bom-RS para melhoria dos equipamentos laboratoriais. Ao DEMAIE pelo espaço que possibilitou a realização deste trabalho. A todos os bolsistas de iniciação científica que contribuíram com a pesquisa. A empresa Tanac SG e ao Grupo Guaçu por cederem os floculantes orgânicos Tanac sg e Sulfloc 5000 e à CAPES, sem a qual essa dissertação dificilmente poderia ter sido realizada e a todos mais que eu não tenha citado nesta lista de agradecimentos, mas que de uma forma ou de outra contribuíram não apenas para a minha dissertação, mas para a minha formação como pessoa e pesquisador.

RESUMO

A energia é algo essencial para a vida, auxiliando no desenvolvimento e conforto da humanidade, porém são necessários constantes avanços para produção de energias mais limpas e utilização com maior eficiência. Dentro deste enfoque destacam-se as fontes renováveis de energia, as quais atendem requisitos básicos de sustentabilidade e reduzida agressão ao ambiente. Nesta pesquisa o objetivo principal consistiu na avaliação da produtividade de microalgas em Lagoas de Alta Taxa (LAT) alimentadas com esgoto sanitário (bruto e pré-tratado em reator UASB) e operadas em condições de clima subtropical. A separação da biomassa algal foi realizada pelo processo de Flotação por Ar Dissolvido (FAD), utilizando dois coagulantes inorgânicos (cloreto férrico e sulfato de alumínio) e dois floculantes orgânicos (Sulfloc 5000 e Tanac sg). Foi também avaliada a remoção de matéria orgânica e nutrientes pelas lagoas e processo de flotação. A atividade experimental compreendeu duas Etapas, em função do TDH das lagoas, sendo que na Etapa I (TDH= 3 dias) a LAT-A foi alimentada por esgoto bruto e a LAT-B com efluente de reator UASB. Nesta Etapa foi empregado sistema de coagulação/floculação helicoidal para formação dos flocos de biomassa a serem separados na unidade de flotação. Na Etapa II as duas lagoas foram operadas com TDH= 6,1 dias e alimentadas com efluente do reator UASB. Nesta Etapa foi empregado sistema de coagulação/floculação mecanizado, devido à baixa eficiência obtida pelo floculador helicoidal. Durante a Etapa I, o emprego do coagulante cloreto férrico com dosagens de 20 mg/L resultou em maior eficiência de remoção de matéria orgânica (DQO₅, DBO), sólidos e nutrientes (Pt, NTK), seguido pelo floculante orgânico sulfloc 5000 com dosagem de 50 mg/L. Na Etapa II o floculante orgânico Tanac sg resultou em maior eficiência, exceto na remoção de Pt, onde cloreto férrico com dosagem de 40 mg/L apresentou melhor resultado. A presença de microalgas na LAT- B, estimada pelo parâmetro Sólidos Suspensos Voláteis (SSV) durante a Etapa I e Etapa II foi de $90,7 \pm 44,1$ mg/L e $125,6 \pm 68,3$ mg/L respectivamente, obtendo produtividade de algas de $9,1 \pm 4,4$ g/(m²·d) e $6,2 \pm 3,4$ g/(m²·d). Cabe também destacar que na primavera (setembro - dezembro) foram verificados os valores médios mais elevados de SSV, de $112,1 \pm 55,1$ mg/L para Etapa I e $159,8 \pm 71,0$ para Etapa II. Nesta pesquisa, a produtividade de algas na Etapa I, expressa em g/(m²·d), atingiu valores 38 % mais elevados que na Etapa II devido a maior vazão aplicada. Porém na Etapa II foi obtido efluente final com melhor qualidade, o qual é um aspecto de

importância para definição dos parâmetros recomendados para projeto de lagoas de alta taxa de produção de algas.

Palavras chaves: Lagoas de alta taxa, microalgas, tratamento de esgoto, flotação por ar dissolvido, remoção de matéria orgânica, remoção de nutrientes.

ABSTRACT

Energy is something essential for life, assisting in the development and comfort of humanity, however constant advances for the production of cleaner energy and more efficiently use is necessary. Within this approach the renewable source of the energy deserve attention, which meet basic requirements of sustainability and reduced environmental nuisance. In this research the main objective consisted of evaluating the productivity of microalgae cultivate on High Rate Ponds (HRP) fed with domestic wastewater (raw and pretreated in UASB) and operated in subtropical conditions. The biomass separation was performed by Dissolved Air Flotation (DAF), testing two inorganic coagulants (ferric chloride and aluminum sulfate) and two organics flocculants (Sulfloc 5000 and Tanac sg). It was also evaluated the removal of organic matter and nutrients obtained by the flotation process and raceways. The experiment involved two stages, according to the hydraulic retention time (HRT) of the ponds, where in Stage I (HRT = 3 days) the LAT- A was feed by raw wastewater and the LAT- B with UASB reactor effluent. In this Stage a coagulation/flocculation helical system was used to form flocs of biomass to be separated in the flotation unit. During Stage II the ponds were operated with a HRT= 6.1 days and fed with effluent from UASB. In this Stage was used a mechanical coagulation/flocculation system, owing to the low efficiency obtained by helical flocculator. During Stage I, the use of ferric chloride coagulant with dosages of 20 mg/L resulted in higher removal efficiency of organic matter (COD, BOD₅), solids and nutrient (Pt, TKN), followed by the organic flocculant sulfloc 5000 with dosing 50 mg/L. In Stage II the organic flocculant Tanac sg resulted in greater efficiency, except for Pt removal, where ferric chloride at dosage of 40 mg/L showed better results. The amount of algae biomass in LAT- B, estimated by the parameter Volatile Suspended Solids (VSS) was 90.7 ± 44.1 mg/L and 125.6 ± 68.3 mg/L, during Stage I and II respectively, providing productivity of algae at 9.1 ± 4.4 g / (m²·d) at Stage I and 6.2 ± 3.4 g / (m²·d) at Stage II. It is also worth noting that in the spring (September to December) were recorded the highest average values of VSS, namely 112.1 ± 55.1 mg/L for Stage I and 159.8 ± 71.0 for Stage II. In this research, algal productivity in Stage I in g / (m² · d), reached values 38% higher than in Stage II due to increased flow applied. But in Stage II it was obtained better quality effluent, which is an aspect of importance for defining the recommended parameters for design and operation of high rate of algae production in raceways.

Key-words: High rate ponds, microalgae, wastewater treatment , dissolved air flotation, removal of organic matter, removal of nutrients.

SUMÁRIO

RESUMO	v
ABSTRACT.....	vii
LISTA DE FIGURAS	xi
LISTA DE TABELAS	xii
LISTA DE ABREVIACÕES:	xiv
1. INTRODUÇÃO	15
2. OBJETIVO GERAL	18
2.1. Objetivos específicos	18
3. REFERENCIAL TEÓRICO	19
3.1. Biocombustíveis.....	19
3.2. Microalgas	23
3.3. Fatores Intervenientes no Cultivo de Microalgas	27
3.4. Lagoas.....	35
3.4.1. Lagoas de Estabilização.....	35
3.4.2. Lagoas de Alta Taxa.....	37
3.5. Microalgas Cultivadas em LAT.....	42
3.6. Coagulação Floculação Quimicamente Assistida.....	46
3.7. Processos de Separação Sólido/Líquido	49
3.7.1. Sedimentação.....	49
3.7.1.1. Sedimentação Discreta ou Tipo I.....	50
3.7.1.2. Sedimentação Floculenta ou Tipo II.....	50
3.7.1.3. Sedimentação Zonal ou Tipo III	50
3.7.1.4. Sedimentação de Compreensão ou Tipo IV	50
3.7.2. Flotação	50
3.7.2.1. Flotação por Ar Disperso	51
3.7.2.2. Flotação por Ar Dissolvido.....	51

4. MATERIAIS E MÉTODOS	58
4.1. Área de Estudo	58
4.2. Materiais	58
4.2.1. Reator UASB	58
4.2.2. Lagoas de Alta Taxa	59
4.2.3. Sistema de Coagulação/Floculação e Flotação por Ar Dissolvido.....	60
4.3. Métodos	62
4.3.1. Parâmetros Operacionais das Unidades Experimentais.....	62
4.3.1.1. LAT.....	62
4.3.1.2. Teste de Jarros	63
4.3.1.3. Coagulação/Floculação	63
4.3.1.4. Flotação.....	64
4.3.2. Parâmetros de Avaliação do Desempenho das Unidades.....	65
4.3.3. Análise de Dados	68
5. RESULTADOS e DISCUSSÃO.....	69
5.1. Avaliação de desempenho do reator UASB	69
5.2. Análise da produtividade de microalgas nas LAT na Etapa I.....	72
5.3. Influência do TDH na produção de microalgas na LAT-B.....	73
5.4. Avaliação da remoção de matéria orgânica e nutrientes.....	75
5.4.1. Avaliação da remoção de matéria orgânica para LAT-B	75
5.4.2. Avaliação da remoção de nutrientes na LAT-B	78
5.5. Eficiência do sistema de flotação quimicamente assistida.	84
5.5.1. Tipos de coagulantes/floculantes utilizados na pesquisa.....	84
5.5.2. Efeito do pH na separação sólido/líquido.....	85
5.5.3. Análise do desempenho da flotação quimicamente assistida aplicada ao efluente da LAT- B.	86
5.5.4. Análise do desempenho dos sistemas de mistura dos coagulantes/floculantes. .	96

5.5.5.	Qualidade final do efluente do sistema de separação sólido/líquido.....	97
5.6.	Identificação do efeito de sazonalidade no cultivo de microalgas.....	100
5.7.	Avaliação da produtividade de algas por volume de efluente tratado.	106
5.8.	Identificação e quantificação das microalgas	107
5.9.	Quantificação da porcentagem de lipídios nas microalgas	108
6.	CONCLUSÕES.....	110
7.	RECOMENDAÇÕES	112
8.	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	113

ANEXOS

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 -Alternativas para o uso da biomassa de microalgas e macroalgas	25
Figura 2 - Representação da planta piloto.....	58
Figura 3 - Reator UASB em escala Piloto.....	59
Figura 4 - Lagoas de Alta Taxa Planta Piloto.	60
Figura 5 - Representação da LAT.	60
Figura 6 - Representação do flotador.	62
Figura 7–Sistema de mistura da planta piloto para coagulação-floculação: (a) - Floculador Helicoidal (b) - Floculador de mistura mecânica.....	64
Figura 8 - Valores da concentração de SSV(a) e Clorofila- <i>a</i> (b) nas LAT durante a Etapa I.	72
Figura 9 - Valores da concentração de SSV na LAT-B para Etapa I e II.....	73
Figura 10 - Comparativo dos valores de concentração da DBO na LAT-B para Etapa I e II.	76
Figura 11 - Remoção da DBO no sistema de tratamento UASB + LAT- B nas Etapas I e II.....	76
Figura 12 - Comparativo dos valores de concentração da DQO na LAT-B para Etapa I e II.....	77
Figura 13 - Remoção da DQO no sistema de tratamento UASB + LAT- B nas Etapas I e II.....	77
Figura 14 - Comparativo dos valores de concentração do NTK na LAT-B para Etapa I e II.	78
Figura 15 - Remoção de NTK no sistema de tratamento UASB + LAT- B nas Etapas I e II.	79
Figura 16 - Valores da concentração de nitrogênio orgânico obtidos na LAT-B.....	79
Figura 17 - Remoção de nitrogênio orgânico no sistema de tratamento UASB + LAT-B nas Etapas I e II.	80
Figura 18 - Valores da concentração de nitrogênio amoniacal obtidos na LAT-B.	80
Figura 19 - Remoção de nitrogênio amoniacal no sistema de tratamento UASB + LAT-B nas Etapas I e II.	81
Figura 20 - Valores da concentração de nitrato nas Etapas I e II.	81
Figura 21 - Remoção de nitrogênio total no sistema de tratamento UASB + LAT-B nas Etapas I e II	82
Figura 22 - Ilustração do ciclo do nitrogênio no sistema de tratamento.	83
Figura 23 - Valores da concentração de fósforo total na Etapa II.	83
Figura24 - Remoção de fosfato no sistema de tratamento UASB + LAT-B nas Etapas I e II	84
Figura 25 - Afluente e efluente do sistema de separação sólido/líquido.	96
Figura 26– Valores da concentração de clorofila- <i>a</i> para Etapa I e II na LAT-B.	101
Figura 27 - Concentração de Clorofila- <i>a</i> para diferentes estações do ano durante a Etapa I e II.	102
Figura 28–Valores da concentração de SSV para Etapa I e II na LAT-B.	104
Figura 29 - Concentração de SSV durante o ano para LAT-B.....	104

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Produção de óleo a partir de diferentes fontes de matéria prima.	20
Tabela 2 - Comparativo da produção de óleo por diferentes matérias primas.	25
Tabela 3 - Comparação da produção de lipídios para diferentes tipos de microalgas.....	26
Tabela 4 - Produção de biomassa de algas em diferentes locais.	31
Tabela 5 - Comparativo entre produção de microalgas comercial e produção com matéria prima de esgoto sanitário para LAT.	44
Tabela 6 - Variação da solubilidade do ar na água de acordo com a temperatura.	55
Tabela 7 - Dimensões e Parâmetros Básicos de Operação do Sistema de Coagulação/Floculação.	61
Tabela 8 - Etapas de Operação dos Sistemas.	62
Tabela 9 - Resultados do teste de flotação referente ao dia 09/03/2015 utilizando Tanac SG com dosagem de 50 mg/L.	65
Tabela 10 - Tabela de análises, unidade e periodicidade dos parâmetros.	67
Tabela 11 - Parâmetros básicos de operação do reator UASB e das lagoas de alta taxa.	69
Tabela 12 - Caracterização do afluente e efluente do reator UASB.....	70
Tabela 13 - Valores médios de remoção no UASB durante a Etapa I e II.....	70
Tabela 14 - Valor de p correlacionando os valores de remoção do reator UASB durante a Etapa I e II	71
Tabela 15 - Valores médios da produtividade de biomassa para Etapa I e II.....	73
Tabela 16 - Valores de médias da Clorofila- a para diferentes valores de TDH na LAT-B.	74
Tabela 17 - Cálculo da produção de biomassa a partir da clorofila- a para a LAT-B.....	75
Tabela 18 - Valores médios do reator UASB e LAT-B para Etapa II.....	78
Tabela 19 - Floculantes e coagulantes utilizados na Etapa I e II.....	85
Tabela 20 - Perfil do mês de outubro de 2012 da LAT-B.	86
Tabela 21 - Remoção de turbidez por FAD aplicada no efluente da LAT- B - Etapa II.....	87
Tabela 22 - Remoção de turbidez por FAD aplicada no efluente da LAT- B - Etapa II.....	87
Tabela 23 - Remoção de SSV por FAD aplicada no efluente da LAT- B - Etapa I.....	88
Tabela 24 - Remoção de SSV por FAD aplicada no efluente da LAT- B - Etapa II.....	88
Tabela 25 - Remoção de SSV por FAD aplicada no efluente da LAT- B - Etapa II para diferentes valores de pH.....	89
Tabela 26 - Remoção de clorofila- a por FAD aplicada no efluente da LAT- B - Etapa I.	89
Tabela 27 - Remoção de clorofila- a por FAD aplicada no efluente da LAT- B - Etapa II.	89
Tabela 28 - Remoção de Fósforo total por FAD aplicada no efluente da LAT- B - Etapa I.....	90
Tabela 29 - Remoção de Fósforo total por FAD aplicada no efluente da LAT- B - Etapa II.	90
Tabela 30 - Remoção de fosfato por FAD aplicada no efluente da LAT- B - Etapa I.	91
Tabela 31 - Remoção de fosfato por FAD aplicada no efluente da LAT- B - Etapa II.....	91
Tabela 32 - Remoção de DBO_5 por FAD aplicada no efluente da LAT- B - Etapa I.....	92
Tabela 33 - Remoção de DBO_5 por FAD aplicada no efluente da LAT- B - Etapa II.	92
Tabela 34 - Remoção de DQO por FAD aplicada no efluente da LAT- B - Etapa I.....	92
Tabela 35 - Remoção de DQO por FAD aplicada no efluente da LAT- B - Etapa II.	93
Tabela 36 - Remoção de NTK por FAD aplicada no efluente da LAT- B - Etapa I.....	93
Tabela 37 - Remoção de NTK por FAD aplicada no efluente da LAT- B - Etapa II.....	94
Tabela 38 - Remoção de N-amoniaco por FAD aplicada no efluente da LAT- B - Etapa I.....	94
Tabela 39 - Remoção de N-amoniaco por FAD aplicada no efluente da LAT- B - Etapa II.	94
Tabela 40 - Remoção de N-nitrato por FAD aplicada no efluente da LAT- B - Etapa I.....	95

Tabela 41 - Remoção de N-nitrato por FAD aplicada no efluente da LAT- B - Etapa II.	95
Tabela 42 - Médias de remoção de turbidez (%) obtidas no teste de jarros e no sistema FAD na Etapa I e II.	96
Tabela 43 - Valores de p encontrados a partir da remoção de turbidez entre FAD e teste de jarros.....	97
Tabela 44 - Tabela simplificada da emissão de efluentes sanitários.	98
Tabela 45 - Característica dos efluentes finais do processo de separação sólido/líquido para Etapa I.	99
Tabela 46 - Característica dos efluentes finais do processo de separação sólido/líquido para Etapa II.	100
Tabela 47 - Valores médios de temperatura na LAT- B no período de estudo.	101
Tabela 48 - Grupos formados pelo efeito da Sazonalidade em função dos valores de clorofila- <i>a</i> observados na LAT- B.	102
Tabela 49 - Resultado da análise estatística das estações do ano para a análise de clorofila- <i>a</i>	103
Tabela 50 -Tabela de grupos gerados pela análise de SSV presentes na LAT- B para as estações do ano.	105
Tabela 51 - Resultado da análise estatística das estações do ano para a análise de SSV.	105
Tabela 52 - Valores de p relacionando as estações do ano na Etapa I e II para concentração de SSV.	106
Tabela 53 - Relação de biomassa por área superficial da LAT- B e volume diário de efluente tratado.	107
Tabela 54 - Análise quali-quantitativa da microalgas presentes nas LAT em julho de 2012.	107
Tabela 55 - Análise quali-quantitativa da microalgas presentes nas LAT em agosto de 2012.	108
Tabela 56 - Resultados da análise de lipídios para microalgas durante o verão.	109
Tabela 57 - Padrões de lançamento de efluentes.....	143

LISTA DE ABREVIACOES:

ANOVA - Análise de variância

A_s - rea Superficial

C - Carbono

CHV - Carga Hidráulica Volumétrica

CI - Carbono Inorgânico

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente

COT - Carbono Orgânico Total

CT - Carbono Total

DBO - Demanda Bioquímica de Oxigênio

DQO - Demanda Química de Oxigênio

EB - Esgoto Bruto

FAD - Flotao por Ar Dissolvido

LAT - Lagoa de Alta Taxa

N – Nitrogênio

NH₃-N – Nitrogênio amoniacal

NTK - Nitrogênio Total Kjeldahl

OD - Oxigênio Dissolvido

P - Fósforo

Pt - Fósforo Total

SSed - Sólidos Sedimentáveis

SST - Sólidos Suspensos Totais

SSV - Sólidos Suspensos Voláteis

ST - Sólidos Totais

TDH - Tempo de Deteno Hidráulico

UASB - *Upflow Anaerobic Sludge Blanket* (Reator Anaeróbico de Fluxo Ascendente de Manto de Lodo)

1. INTRODUÇÃO

A disponibilidade de energia limpa e renovável para o futuro é um dos maiores desafios da sociedade e está intimamente ligada à estabilidade global, a prosperidade econômica e qualidade de vida (Gouveia e Oliveira, 2009). No Brasil, apesar de grande parte dos recursos energéticos provirem de hidrelétricas, há pouco aproveitamento de fontes alternativas de energia limpa. Neste aspecto a biomassa é um recurso abundante e renovável que pode ser convertido em diferentes produtos químicos, combustíveis e outros materiais de valor agregado (Chum e Overend, 2001).

A partir das algas é possível gerar diversos produtos, entre eles biocombustíveis provenientes dos lipídios acumulados. Esta tem sido uma das formas de energia mais pesquisada nos últimos anos, pois é renovável e agride menos o ambiente, quando comparado a outras energias, pois diferente das plantas agrícolas, necessitam de menores áreas e não competem com culturas alimentícias (Dismukes et al, 2008), podendo muitas vezes serem cultivadas a partir de resíduos sanitários e industriais. O potencial de produção de biodiesel a partir de lipídios provindos de microalgas é altamente reconhecido, por diversos motivos tais como: maior taxa de crescimento; a produção de óleo por unidade de área de culturas de microalgas pode exceder em algumas vezes o rendimento das melhores oleaginosas; demandam menos água que as plantas terrestres (Chisti, 2007; Donohue e Cogdell, 2006; Hu et al, 2008; Huntley and Redalje, 2007; Schenk et al, 2008; Dibenedetto, 2011).

Frequentemente aliada ao tratamento de esgotos, as microalgas, quando controladas, auxiliam o tratamento de águas residuárias na remoção de nutrientes como fósforo e nitrogênio e possuem potencial energético elevado.

É importante identificar outras fontes de energia competitiva ao petróleo, criando oportunidade para desenvolvimento de novos combustíveis tais como o biodiesel, que é uma alternativa para o diesel e outros derivados de petróleo.

Dentre as matérias primas que podem ser empregadas para a produção de biodiesel destaca-se a possibilidade do aproveitamento de algas com capacidade de acumulação de lipídios. Desta forma pode-se aliar o controle da poluição dos recursos hídricos mediante o tratamento de efluentes a nível secundário e terciário empregando Lagoas de Alta Taxa(LAT) de produção de algas.

O crescimento de algas e a atividade fotossintética em diferentes condições ambientais tem sido extensivamente estudado ao longo das últimas décadas (Oswald e Golueke, 1960; Weissman e Goebel, 1987; Tillett, 1988; Walker, 2002, 2009; Melis, 2009).

As lagoas de alta taxa, comparativamente as lagoas de estabilização convencionais, empregam misturadores mecânicos com o objetivo de oferecer um ambiente ideal para um sistema mixotrófico, que segundo Perez-Garcia et al. (2011), é um regime de crescimento de microrganismos onde CO_2 e carbono orgânico são simultaneamente assimilados e tanto o metabolismo respiratório quanto fotossintético estão em operação.

Nas LAT as bactérias e algas atuam de maneira consorciada, o que permite a degradação da matéria orgânica por bactérias em ambiente aeróbio, com geração de gás carbônico (CO_2) o qual pode servir como fonte de carbono para o crescimento das algas, juntamente com nutrientes presentes na água. A vantagem principal desta associação refere-se ao baixo custo de produção da biomassa de algas, bem como ao tratamento das águas residuárias.

Águas residuárias municipais são uma das principais fontes de poluição para as águas superficiais no Canadá, especialmente porque muitas estações de tratamento, incluindo as de grandes cidades como Montreal, só realizam o tratamento rudimentar devido à falta de regulamentação adequada (Environmental Canada, 2010). Infelizmente esta situação não se aplica somente no Canadá, mas em diversos outros países, e quando pensamos em países subdesenvolvidos e em desenvolvimento, como Brasil e outros da América Latina, os efluentes muitas vezes são despejados sem nenhum tipo de tratamento nos corpos hídricos, contaminando o ambiente e destruindo ecossistemas.

Segundo o IBGE (2010), apenas 42 % do esgoto no Brasil é coletado e 32 % tratado, o que evidencia a situação precária do controle da poluição urbana no nosso país.

A preocupação com a eutrofização de corpos hídricos e deterioração na qualidade da água levou a normas mais rigorosas relativas à qualidade dos efluentes. Como resultado disso, o foco que antigamente era na redução da demanda biológica de oxigênio (DBO), tem-se movimentado em direção a tecnologias de tratamento de águas residuais que permitem a remoção e possível recuperação de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo (Cai et al., 2013). Sistemas de lagoas facultativas convencionais para tratamento de águas residuárias são atualmente utilizadas no mundo, devido a baixo custo de instalação e requerem pouca manutenção (Craggs et al., 2014). Segundo o autor ainda, as lagoas possuem uma elevada

remoção de carga orgânica (DBO) solúvel e eficiência de desinfecção satisfatória, porém a remoção de nutrientes e de sólidos são altamente improváveis e, portanto, dificilmente atenderão regulamentações mais severas.

A eutrofização dos mananciais de água, especialmente nos grandes centros urbanos, pelos nutrientes descartados no ambiente, como no caso de Porto Alegre, tem causado problemas crescentes na qualidade da água principalmente por gostos e odores liberados por determinadas espécies de algas. A partir do controle e aproveitamento de microalgas em LAT pode-se minimizar a quantidade de nutrientes descartada no ambiente, contribuindo para o controle da eutrofização dos corpos hídricos com possíveis vantagens econômicas mediante geração de produtos de maior valor agregado como biocombustíveis.

Na presente pesquisa serão avaliadas lagoas de alta taxa para a produção de microalgas em diferentes regimes, mediante variação do tempo de detenção hidráulico (TDH) e avaliação do efeito da sazonalidade para a produção de biomassa algal. Será também estudado o processo de remoção de algas empregando o método de flotação por ar dissolvido, onde serão testados diferentes coagulantes inorgânicos e floculantes orgânicos. Neste estudo também será dada ênfase aos benefícios obtidos pelo emprego de lagoas de alta taxa associadas à tecnologia de flotação por ar dissolvido (FAD) para remoção da matéria orgânica e dos nutrientes.

2. OBJETIVO GERAL

Neste trabalho o objetivo foi avaliar a produtividade de microalgas em Lagoas de Alta Taxa em condições de clima subtropical e posterior separação em unidade de flotação por ar dissolvido para fins de produção de bioenergia.

2.1. Objetivos específicos

- Avaliar o efeito do Tempo de Detenção Hidráulico (TDH) nas lagoas de alta taxa para o desenvolvimento de biomassa de algas;
- Avaliar a eficiência de diferentes coagulantes inorgânicos e floculantes orgânicos no processo de flotação por ar dissolvido;
- Analisar a remoção de matéria orgânica e nutrientes, principalmente fósforo e nitrogênio, no sistema de LAT seguido de flotação.
- Identificar o efeito da sazonalidade climática no crescimento de microalgas.

3. REFERENCIAL TEÓRICO

3.1. Biocombustíveis

Combustíveis são responsáveis por cerca de 70 % do total das necessidades energéticas mundiais, sobretudo nas áreas de transporte, indústria e aquecimento doméstico, enquanto a eletricidade responde atualmente por cerca de 30 % do consumo global de energia (Gouveia e Oliveira, 2009).

A tendência de aumento continuado do preço do petróleo aliado aos problemas ambientais justifica a importância e necessidade do emprego de energias mais limpas. Devido a estes aspectos é fundamental o aperfeiçoamento da geração de energias renováveis especialmente em termos de disponibilidade e custos, os quais são requisitos fundamentais para emprego dos biocombustíveis em larga escala.

Fontes convencionais de energia, como o petróleo, gás natural e carvão, não são renováveis e sua utilização tem causado grandes danos ao meio ambiente, aumentando a concentração atmosférica de dióxido de carbono e outros gases de efeito estufa (GEE) que podem causar mudanças climáticas globais (Abdelaziz et al., 2013a,b).

Recentemente há um grande interesse na utilização de biocombustíveis como fonte energética para meios de transporte, entretanto faz-se necessário o desenvolvimento de estudos avançados para melhor aproveitamento destes recursos.

Segundo Clark (2009), biocombustíveis são divididos em "primeira geração" e "segunda geração". Esta distinção tem sido feita por razões científicas e políticas, sendo as principais diferenças da segunda geração de biocombustíveis:

- Matérias primas não utilizam culturas alimentares e nem competem com estas;
- Melhor aproveitamento da matéria prima;
- Redução da demanda de água doce.

Entretanto, os biocombustíveis de segunda geração ainda estão em fase de desenvolvimento, requerendo inovações, pesquisas, avanços tecnológicos e incentivos governamentais e privados.

Os problemas da primeira geração de biocombustíveis são vários, podendo-se destacar a ocorrência de desmatamentos, baixa produtividade, competição da matéria prima com alimentos, elevado consumo de água e efeitos ambientais. O biodiesel gerado a partir de culturas agrícolas atende 25 % da necessidade total de biodiesel, criando uma demanda por outras fontes de bio-óleo (Benemann, 2008). Desta forma é essencial uma nova geração de biocombustíveis, abrindo caminho para o desenvolvimento de novas técnicas e fontes de energia, tendo como resultado principal uma fonte que até então era mais conhecida como um problema a rios e lagos, as microalgas.

O uso de culturas terrestres não comestíveis como matéria prima para biocombustíveis, visto por alguns como desejável, muitas vezes ocupam terras que seriam direcionadas a produções alimentares, e mesmo que sejam cultivados, nenhum tipo pode competir com o elevado potencial de produtividade das microalgas (Leite et al., 2013).

A segunda geração de biocombustíveis, tendo como base as microalgas, vem ganhando espaço e pode contribuir na solução de vários problemas deixados pela primeira geração, principalmente quando comparados a combustíveis a base de milho e cana de açúcar. Na Tabela 1 se pode verificar a diferença entre os tipos de cultivos para a geração de biocombustíveis.

Tabela 1 - Produção de óleo a partir de diferentes fontes de matéria prima.

FONTE	Produção de óleo em galões/acre
Milho	18
Algodão	35
Soja	48
Semente de mostarda	61
Girassol	102
Canola	127
Jatropha (pinhão -manso)	202
Óleo de palmeira	635
Algas (10g/(m²·dia) com 15% de teor de óleo)	1.200
Algas (50g/(m²·dia) com 50% de teor de óleo)	10.000

Fonte: Clark, 2009.

As maiores vantagens da segunda geração de biocombustíveis baseada em sistemas de cultivo de microalgas são: (1) maior taxa de conversão de radiação (como evidenciado pelo aumento do rendimento de biomassa por hectare); (2) pode ser cultivado por "lotes" o ano inteiro, proporcionando um rendimento confiável e contínuo de óleo; (3) possibilita a utilização de águas com traços de sal e/ou águas residuárias, reduzindo o consumo de água doce; (4) pode neutralizar a emissão de CO₂ através da captura de CO₂ pelas algas; (5) produz combustíveis não tóxicos e altamente biodegradáveis (Schenk et al, 2008).

Algas cultivadas sob condições controladas pode produzir 20 vezes mais óleo por hectare do que as culturas oleaginosas terrestres, como soja e canola (Sheehan et al, 1998; Chisti, 2007; Benemann, 2008). No entanto, os custos dos sistemas de produção de biocombustíveis a partir de algas são atualmente proibitivos (Sheehan et al, 1998;. Benemann, 2008; Tampier, 2009). Por exemplo, Chisti (2008) calculou que o custo de produção de biodiesel de algas deve cair quase 10 vezes para ser competitivo com o petróleo bruto em US \$ 100/barril.

A utilização de esgotos domésticos como fonte de carbono e nutrientes pode reduzir os custos de cultivo das algas, onde a maioria dos sistemas são mixotróficos, o que possibilita a degradação da matéria orgânica pelos microrganismos e a captação do gás carbônico gerado por estes pelas algas. Desta maneira fica atendida a demanda de carbono inorgânico das algas, tendo como consequência uma maior produtividade de biomassa, possibilitando assim a remoção de nutrientes do meio líquido para geração de novas células de microalgas.

Diversas oportunidades podem ser exploradas nesta área, uma oportunidade atrativa é o cultivo de biomassa como um subproduto do tratamento de águas residuais, sendo possível de realizar em lagoas de alta taxa. Lagoas de alta taxa são lagoas rasas que possuem pás impulsoras para permitir a mistura completa e impedir a estratificação das algas, as quais têm sido utilizadas amplamente para o tratamento de águas residuais municipais, industriais e agrícolas (Craggs et al., 2014). A produção em larga escala de biocombustíveis de algas utilizando LAT para o tratamento de águas residuárias foi proposto primeiramente por Oswald e Golueke (1960). A biomassa de algas produzidas e extraídas a partir destes sistemas de tratamento pode ser convertido em biocombustíveis através de vários caminhos, por exemplo, a digestão anaeróbia para o biogás, transesterificação de lipídios para o biodiesel, fermentação de carboidratos para bio-etanol e conversão em alta temperatura para bio-óleo (Craggs et al., 2010).

O uso efetivo da radiação solar disponível por microalgas é essencial para maximizar a eficiência fotossintética, fundamental para a produção econômica e sustentável de biocombustíveis (Borowitzka e Moheimani, 2013).

Embora microalgas possuam muitas características desejáveis como: maior taxa de crescimento, maior eficiência fotossintética, maior produtividade de biomassa e de lipídios, há, no entanto alguns desafios significativos que precisam ser superados. A produção em larga escala de biocombustíveis provavelmente irá requerer o uso de linhagens que sejam competitivas e adaptadas para condições ambientais locais. Assim, há necessidade para o isolamento eficaz e rápido das cepas de microalgas com elevado potencial de teor de lipídios e de crescimento da biomassa (Demirbas, 2011;. Elliott et al, 2012).

Uma das principais barreiras ao desenvolvimento de biodiesel a partir de microalgas é o custo global, pois este é muito mais elevado do que o de outras culturas energéticas. Uma seleção estratégica de produção de energia eficaz e de menor custo vai desempenhar um papel importante na obtenção de preços competitivos do biodiesel. Seleção de microalgas com alta produção de lipídios, fontes de nutrientes de baixo custo, locais de cultivo adequados, rápido cultivo, métodos de desaguamento e técnicas de extração de óleo eficientes são os critérios que devem ser considerados (Duong et al., 2012).

Potencialmente, em vez de microalgas, poderiam ser utilizados microrganismos heterotróficos produtores de óleo provindo de uma fonte externa de carbono, como açúcar, entretanto a produção de heterotróficos não é tão eficiente quanto a utilização fotossintética das microalgas (Ratledge, 1993; RatledgeWynn, 2002).

Schenk et al (2008), reafirma o que é mostrado na Tabela 1, onde a produção de óleos a partir de microalgas é mais atrativa do que nas diversas plantas, as quais convertem energia solar em energia química. Na natureza, esta energia química é armazenada em uma diversa gama de moléculas (por exemplo, lignina, celulose, amido, óleos). Lignocelulose, a principal biosubstância da planta, pode ser transformada em matéria prima para a produção de etanol. Isto pode ser possível através de processos de gaseificação ou por celulólise (hidrólise enzimática química ou biológica). Esses processos estão sendo desenvolvidos para sistemas de biocombustíveis de segunda geração (Demain, 2005; Schaub, 2007) e são muitas vezes referidos como "processos ligno celulósicos" (*lignocellulosic processes*).

A possibilidade de geração de energia a partir de microalgas vem sendo estudada desde 1942, onde Rubin e Gaffron (1942) comprovaram a possibilidade de geração de bio-hidrogênio a partir da digestão anaeróbia das algas.

Microalgas são capazes de produzir eficientemente celulose, amido e óleos em quantidades atrativas (Benemann e Oswald, 1996; Sheehan et al, 1998). Além disso, algumas microalgas e cianobactérias (que produzem glicogênio, em vez de amido) podem produzir bio-hidrogênio sob condições anaeróbias (Boichenko, 1994; Das e Veziroglu, 2001; Hankamer et al, 2007; Melis et al, 2000) e a digestão de sua biomassa também pode ser utilizada para produção de metano.

O biodiesel tem recebido uma atenção considerável nos últimos anos, uma vez que é produzido a partir de recursos renováveis, biodegradáveis e não tóxicos. Oferece também benefícios ambientais, uma vez que a sua utilização conduz a uma diminuição das emissões nocivas de dióxido de carbono, hidrocarbonetos, material particulado e a eliminação das emissões de SO_x , com a consequente diminuição do efeito estufa, em conformidade com metas estabelecidas pelo Protocolo de Quioto. O biodiesel é normalmente produzido a partir de oleaginosas, tais como colza, soja, girassol e palma, empregando um processo químico de transesterificação dos seus óleos com álcoois de cadeia curta, principalmente metanol (Al-Widyan e Al-Shyoukh, 2002; Antolin et al, 2002; Lang et al, 2001; Siler-Marinkovic e Tomasevic, 1998).

3.2. Microalgas

Segundo Clark (2009), diferentes biocombustíveis podem ser produzidos através de processos térmicos, químicos e enzimáticos. As matérias primas de biocombustíveis podem vir de diversas fontes. Os candidatos mais populares para a produção em grande escala são:

- Biodiesel: produzido a partir de lipídios e de etanol da biomassa. Matérias primas com maior atrativo para a produção de biodiesel são plantas com alto teor de óleo, como a palmeira, soja, pinhão manso, ou algas;
- Diesel Verde (*Green Diesel*): fontes de lipídios podem provir de diversas culturas de biomassa processada;
- Etanol: obtido via fermentação de culturas de levedura de substratos com grandes quantidades de carboidratos, como cana de açúcar, beterraba e milho;
- Biogás: produção de metano e hidrogênio a partir de biomassa vegetal ou de animais;

- Biocombustíveis sólidos: a biomassa pode ser simplesmente queimada em uma forma natural ou relativamente inalterada.

Segundo Rodolfi et al (2008), as vantagens de microalgas em relação a plantas superiores como fonte de biocombustíveis são numerosas:

- Produção de óleo por unidade de área de culturas de microalgas pode exceder em algumas vezes o rendimento das melhores oleaginosas;
- microalgas crescem em um meio aquático, mas precisam de menos água que as culturas terrestres;
- microalgas podem ser cultivadas em água do mar ou água salobra em terras não aráveis, e não competir por recursos com a agricultura convencional;
- a produção de biomassa de microalgas pode ser combinada com a bio fixação direta de CO₂ provindo de resíduos (1 kg de biomassa de algas seca requer cerca de 1,8 kg de CO₂);
- o cultivo de algas não necessita de herbicidas ou pesticidas;
- a biomassa de algas residual após a extração de óleo pode ser usada como ração ou fertilizante ou fermentada para produzir etanol ou metano;
- a composição bioquímica da biomassa de algas pode ser modulada por variação das condições de crescimento e o teor de óleo pode ser altamente aumentado.

Na natureza, o acúmulo de lipídios nas células das microalgas aumenta sob certas condições, portanto, ao selecionar e melhoraras algas para a produção de biodiesel de alta qualidade é importante manter os fatores em mente que levam ao acúmulo natural de lipídios. Microalgas são conhecidas por crescer mais abundantemente em águas eutróficas (Paerl et al, 2001; Reynolds, 1984; Sellner et al, 2003).

Entretanto existem limitações significativas para aplicação em escala real associadas a esta tecnologia, destacando-se:

- a necessidade de selecionar e cultivar em condições reais, cepas de algas produtivas em lipídios;
- a dificuldade de manutenção de espécies selecionadas em cultura ao ar livre;
- custo elevado de separação/desaguamento da biomassa.

As microalgas são uma fonte de energia com diversas possibilidades de aproveitamento, podendo retirar destas diversos produtos e subprodutos. A Figura 1 apresenta alternativas de aproveitamento da biomassa algal (Pienkos, 2007).

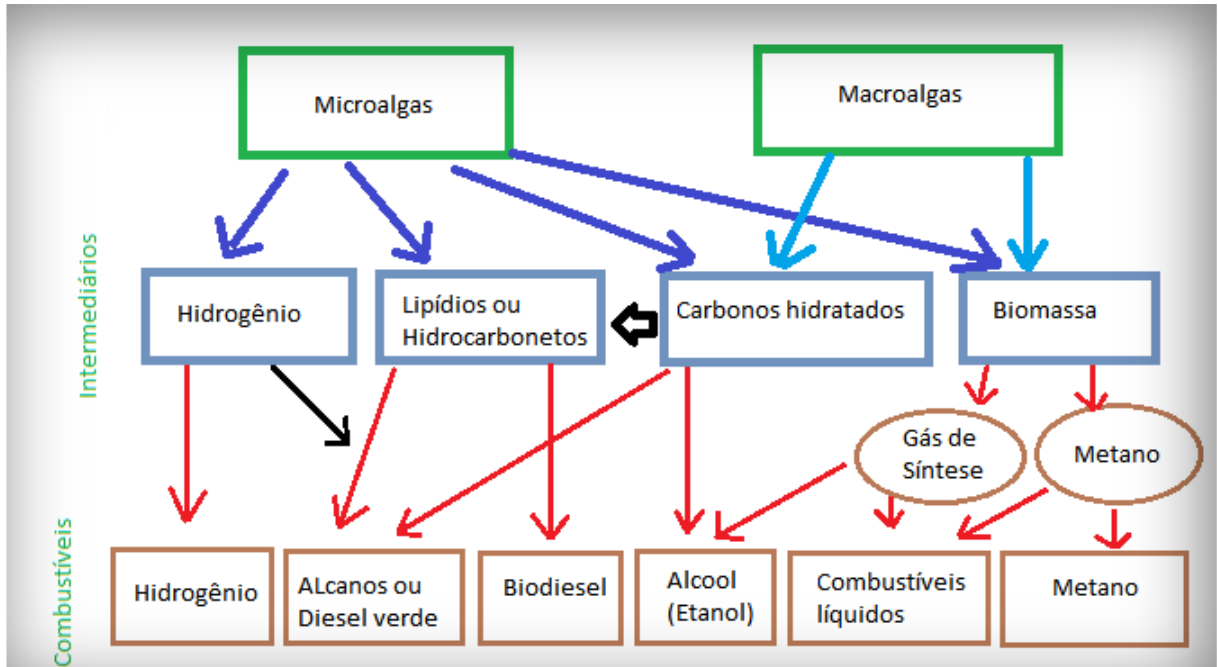


Figura 1 -Alternativas para o uso da biomassa de microalgas e macroalgas

Fonte: Adaptado de Pienkos, 2007.

Pribadi (2009) elaborou um comparativo da produção de óleo provindo de diferentes fontes, conforme apresentado na Tabela 2.

Tabela 2 - Comparativo da produção de óleo por diferentes matérias primas.

Tipo de Planta	Quantidade de óleo (% de peso seco)	Produção de óleo anual (L/ha)
Jatropha (pinhão-mansão)	30-35	600
Óleo de Palmeira	25-30	5830
Microalgas	35-80	58.700 - 136.900

Fonte: Adaptado de Pribadi, 2009.

Segundo Pribadi 2009, microalgas apresentam uma alternativa interessante como fonte de energia renovável devido a:

- Taxa de crescimento de microalgas é 100 vezes maior do que as plantas terrestres;

- A clorofila dentro das microalgas absorve CO₂ com a ajuda da energia solar, para convertê-lo em açúcares e outros nutrientes e produz oxigênio que é liberado para atmosfera em troca do CO₂;
- A multiplicação das microalgas ocorre em intervalos de tempo de 24 a 48 horas;
- Microalgas podem produzir lipídios (5 % a 65 % em peso), hidrocarbonetos/açúcares (10 % a 40 %) e proteínas (20 % a 40 %);
- Existe mais de 100.000 espécies de microalgas marítimas e de água doce para escolher de qual tipo produzir um determinado produto;
- Algumas espécies (*Nannochloropsis* e *Bryococcus Braunii*) possuem mais de 60 % de óleo.

Tabela 3 - Comparação da produção de lipídios para diferentes tipos de microalgas.

Microalga	Produtividade de biomassa (g/L·d)	Porcentagem de lipídios (%)	Produtividade de lipídios (mg/L·d)
Espécies Marinhas			
<i>Porphyridium cruentum</i>	0,37	9,5	34,8
<i>Tetraselmis suecica</i> F&M - M33	0,32	8,5	27,0
<i>Tetraselmis sp.</i> F&M - M34	0,30	14,7	43,4
<i>Tetraselmis suecica</i> F&M - M35	0,28	12,9	36,4
<i>Phaeodactylum tricornutum</i> F&M - M40	0,24	18,7	44,8
<i>Nannochloropsis sp.</i> F&M - M26	0,21	29,6	61,0
<i>Nannochloropsis sp.</i> F&M - M27	0,20	24,4	48,2
<i>Nannochloropsis sp.</i> F&M - M24	0,18	30,9	54,8
<i>Nannochloropsis sp.</i> F&M - M29	0,17	21,6	37,6
<i>Ellipsoidion sp.</i> F&M - M28	0,17	27,4	47,3
<i>Nannochloropsis sp.</i> F&M - M28	0,17	35,7	60,9
<i>Nannochloropsis</i> CS 246	0,17	29,2	48,7
<i>Isochrysis sp.</i> (T-ISO) CS 177	0,17	22,4	37,7
<i>Pavlova salina</i> CS 49	0,16	30,9	49,4

<i>Pavlova lutheri</i> CS 182	0,14	35,5	50,2
<i>Isochrysis</i> sp. F&M - M37	0,14	27,4	37,8
<i>Skeletinema</i> sp. CS 252	0,09	31,8	27,3
<i>Thalassiosira pseudonana</i> CS 173	0,08	20,6	17,4
<i>Skeletinema costatum</i> CS 181	0,08	21,1	17,4
<i>Chaetoceros muelleri</i> F&M - M43	0,07	33,6	21,8
<i>Chaetoceros calcitrans</i> CS 178	0,04	39,8	17,6
Espécies de água doce			
<i>Chlorococcum</i> sp. UMACC 112	0,28	19,3	53,7
<i>Scenedesmus</i> sp. DM	0,26	21,1	53,9
<i>Chlorella sorokiniana</i> IAM - 212	0,23	19,3	44,7
<i>Chlorella</i> sp. F&M - M48	0,23	18,7	42,1
<i>Scenedesmus</i> sp. F&M - M19	0,21	19,6	40,8
<i>Chlorella vulgaris</i> F&M - M49	0,20	18,4	36,9
<i>Scenedesmus</i> sp. <i>quadricauda</i>	0,19	18,4	35,1
<i>Monodus subterraneus</i> UTEX 151	0,19	16,1	30,4
<i>Chlorella vulgaris</i> CCAP 211/11b	0,17	19,2	32,6

Fonte: Adaptado de Rodolfi et al (2008). Os frascos para a análise foram incubados a 25 ° C sob iluminação contínua em um agitador orbital lavado com o ar enriquecido em CO₂.

Há a possibilidade de utilização de microalgas para geração de energia através da digestão anaeróbia, proporcionando um gás rico em metano. O uso de biogás provindo de algas para geração de eletricidade pode produzir cerca de 1 kWh de eletricidade/kg de sólidos voláteis de algas (Benemann e Oswald, 1996). Sob outra visão é possível aliar a extração de óleo de algas com a digestão anaeróbia, desta forma, extrai-se os lipídios e utiliza-se a biomassa restante como matéria prima para a digestão anaeróbia.

3.3. Fatores Intervenientes no Cultivo de Microalgas

Os sistemas de cultivo de microalgas em escala piloto apresentam diversas limitações: radiação solar (intensidade, qualidade espectral, fotoperíodo), nutrientes disponíveis (fósforo, nitrogênio e micro nutrientes), variações de temperatura (flutuações diurnas e sazonais), pH,

CO₂ disponível, dimensões do reator (profundidade, superfície irradiada/ volume do reator), a turbulência (mistura) , risco de contaminação (grama, terra, herbívoros de algas, rotíferos) e equipamentos de coleta (Reymond, 2004). Além disso, como não há um controle das variáveis pode ser necessário a adição de um auxiliar no controle do pH para atender as normas de descarte (pH<9,5) e evitar a inibição da atividade bacteriana (Park and Craggs, 2010).

➤ **Radiação Solar:**

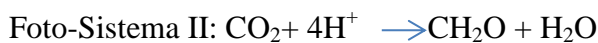
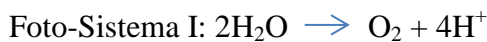
Na ausência de limitação de nutrientes a fotossíntese aumenta de acordo com o aumento da intensidade da luz até que a taxa de crescimento das algas chegue ao máximo, onde é localizado o ponto de saturação de luz (Bouterfas et al, 2002;. Macedo et al, 2002;. Torzillo et al, 2003;. Richmond, 2004). Aumentar a intensidade da luz para além deste ponto pode levar à foto-oxidação (também conhecido como foto inibição), danificando os receptores de luz das algas e diminuindo a taxa fotossintética e a produtividade (Richmond et al, 2003;. Richmond, 2004).

O aumento da concentração de algas pode ser um fator limitante, já que altas densidades podem provocar o que se é chamado de efeito de sombreamento, ou seja, quando há grandes concentrações de algas e estas impedem a passagem da radiação solar até as algas que se encontram em maiores profundidades. Segundo Park e Craggs (2010), uma concentração de 300 g SST de algas / m³ irá absorver quase toda a radiação fotossinteticamente ativa (RFA) dentro dos primeiros 15 cm da LAT, deixando o resto da profundidade da lagoa no escuro.

A radiação solar é considerada como um dos principais controladores do desempenho de microalgas em LAT (Larsdotter, 2006; Beardall e Raven, 2013). A eficiência de absorção de luz por uma célula de microalgas é função do seu tamanho, bem como a sua concentração pigmento intracelular (Kirk, 1994). A energia da luz é absorvida pelos pigmentos e transferida para um centro onde há reações fotoquímicas complexas.

Quando a absorção de luz excede a capacidade bioquímica do centro de reação (CR) o excesso de energia é dissipado na forma de calor ou de fluorescência (Goss e Jakob, 2010). A fim de facilitar a transferência de energia, a membrana fotossintética é saturada com proteínas de ligação (pigmentos), que pode resultar em estruturas densas de pigmentos dentro do CR (Wilhelm e Jakob, 2011).

Muitas teorias para determinar a eficiência máxima de conversão da energia solar em fotossíntese têm sido descritas na literatura (Weissman e Goebel, 1987; Tillett, 1988; Walker, 2002, 2009; Melis, 2009), que estão apresentadas na Tabela 5. Segundo Walker (2002; 2009) define que o “Z-scheme”, em que são necessários quatro fótons para foto-sistema I para dividir a água em uma molécula de O₂ e quatro fótons então são necessários para foto-sistema II para sintetizar os quatro prótons (4 H⁺) e o CO₂ em biomassa de algas (CH₂O):



Um total de oito fótons é necessário para a fotossíntese completa. A energia solar é absorvida por algas inicialmente e armazenada como redutores bioquímicos intermediários (NADPH₂ e ATP), que são então utilizados pelas células de algas para produzir nova biomassa (CH₂O) (Tillett, 1988). Sendo o conteúdo energético de um mol de 'CH₂O' $E_{\text{CH}_2\text{O}}$ cerca de 468 kJ, (Walker, 2009) e o conteúdo de energia de oito fótons de luz vermelha (E_p -680 nm) cerca de 1.408 kJ, a eficiência de conversão aritmética (n_{pho}) é 33 % (ver Tabela 5).

No entanto sendo somente 48 % da energia solar em forma de radiação fotossinteticamente ativa (RFA) e 10-20 % da energia solar perdida na superfície de reflexão, apenas 12,8-14,4 % da energia solar (n_{pho}), teoricamente, pode ser convertida em biomassa de algas. Entretanto, outros estudos verificam que o limite superior é mais próximo de 5% (Benemann, 2008; Walker, 2009). Eficiências fotossintéticas reais alcançadas até o momento relatam que o aproveitamento da luz solar está entre 1 % e 2 % (Walker, 2009; Stephenson et al, 2011).

Quando a luz se torna limitante as células de microalgas tendem a aumentar a concentração de pigmentos de absorção de radiação, em particular, a clorofila, a fim de capturar a luz disponível. No entanto isto pode levar ao auto sombreamento interno, denominado "efeito pacote", em que a eficiência de absorção de luz por unidade de clorofila diminui com o aumento do teor de clorofila (Kirk, 1994; Wilhelm e Jakob, 2011). Além disso, a limitação de luz, temperatura e concentração de nutrientes também podem modificar o teor de clorofila de uma célula, que por sua vez, afeta a clorofila especificamente a absorção de luz e o "efeito pacote" (Stramski et al, 2002;. Staehr et al. , 2009).

As algas são suscetíveis a se tornarem inibidas devido à saturação de radiação (Weissman e Benemann, 1978; Tillett, 1988; Walker, 2009). Enquanto o nível de saturação de

luz (L_{SAT}) é dependente das cepas de algas e densidade da cultura, o crescimento da maioria das espécies de algas é inibido em níveis de radiação acima de $200 \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$, que é apenas cerca de 10-17 % do máximo de radiação RAF no verão e inverno, de 2,000 e 1,200 $\mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$, respectivamente (Ogbonna e Tanaka, 2000; Torzillo et al, 2003). Portanto, a eficiência de conversão fotossintética algal máxima (n_{max}) é apenas 1,3-2,4 % da radiação solar total (Benemann, 2008; Walker, 2009).

A eficiência máxima de conversão algal fotossintética pode ser usada para estimar a produtividade de algas (P_{max}) a partir da radiação solar incidente (I_o). Segundo Park e Craggs (2010), em sua estação experimental de LAT em escala piloto localizada em Hamilton, Nova Zelândia ($37^\circ 47'0''\text{S}$, $175^\circ 19'0''\text{E}$) a produtividade de algas no verão (dezembro a fevereiro) foi determinada a partir da radiação solar média, como mostrado na Eq. (1):

$$\frac{23,5 \frac{\text{MJ}}{\text{d} \cdot \text{m}^2} \times 2,4 \%}{\sim 21 \text{KJ/g}} \times 1000 = \sim \frac{27 \text{g}}{\text{d} \cdot \text{m}^2} \quad (1)$$

Sendo:

$23,5 \frac{\text{MJ}}{\text{d} \cdot \text{m}^2}$ = média da radiação solar (I_o) de dezembro de 2008 até fevereiro de 2009;

2,4 % = eficiência fotossintética algal máxima (n_{max});

$\sim 21 \text{KJ/g}$ = valor energético da biomassa algal.

Outro aspecto importante é a perda de biomassa por manutenção das células (por exemplo, a respiração no escuro) e decaimento algal, sendo que esta perda de produtividade deve ser contabilizada e foi estimada como 10 % (Zhu et al., 2008).

Desta forma Park e Craggs (2010), estimaram produção de biomassa em seu sistema de LAT sendo $24 \text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$. Este valor encontrado está muito próximo dos valores apresentados na Tabela 4, entretanto como é afirmado por Park e Craggs (2010), faz-se necessário um estudo mais aprofundado, ou seja, com atividades mais prolongadas (> 1 ano), para confirmar a relação da radiação solar com a produtividade de algas.

Tabela 4 - Produção de biomassa de algas em diferentes locais.

Tipo de LAT	Local	Espécie	Produtividade por área (g/(m ² ·d))		Área superficial (m ²)	Volume total (m ³)	Referências
			Total	Extraído			
Produção comercial	Hawaii	Tetraselmis suecica	40,0		-	-	Laws et al. (1988)
	Hawaii	Cyclotella cryptlm	29,7		-	-	Laws et al. (1988)
	Hawaii	Plntymonas sp	26,0		48,0	5,8	Sheehan et al. (1998)
	Hawaii	Cyclotella cryptlm	30,0		9,2	1,1	Sheehan et al. (1998)
	Hawaii	Tetraselmis suecica	37,5		9,2	1,1	Sheehan et al. (1998)
	Novo México	Scenedesmus quadrlonuda	14,0		100	22,5	Weissman and Goebel (1988)
	Novo México	Gilorelln sp.	21,0		100	22,5	Weissman and Goebel (1988)
Tratamento de Efluentes	Israel	Anabena slomensis	12,9		2,0	0,3	Richmond et al. (1993)
	Califórnia		18,4		1000	-	Benemann (1986)
	Israel		33,0	14,8	120	-	Shelef (1982)
	Israel	Cultura mista de algas (ex.	35,0	-	150	-	Shelef (1982)
	Nova Zelândia	Scenedesmus sp. Micractinium sp. Actinastrum sp. Pediastrum sp.	25,0	-	32,0	8,0	Park and Craggs (2010)
	Filipinas	Coelostrum sp. Chlorella sp.	15,3	11,9	100	-	Oswald (1987)
	Escócia	Ankistrodesmus sp)	18,0	-	12,0	-	Cromar et al. (1996)
	Espanha		12,7 - 14,8	9,9 - 11,5	1,54	-	Garcia et al. (2006)
	Kuwait		15,0	-	12,0	-	Banat et al. (1990)

Fonte: Park e Craggs (2010).

A produção de algas medida nos dois casos na Tabela acima (produção comercial e produção a partir de esgotos sanitários) variam de 12-40 g/(m²·d), dependendo da espécie analisada. Os valores mais elevados para a produção comercial foram de 40 g/(m²·d) e para a produção a partir de esgotos sanitários de 35 g/(m²·d).

Tipicamente LAT são concebidas com uma profundidade de cerca de 30 cm, com sistema de mistura mecânica (rotor com pás giratórias) possibilitando mistura completa no reator, mediante a geração de remoinhos turbulentos, assegurando que a biomassa de algas é intermitentemente exposta à luz.

➤ **Nutrientes:**

Nos sistemas comerciais de LAT para produção de algas é comum a adição em excesso de fertilizantes, para que os nutrientes não sejam um fator limitante (Acién Fernández et al., 2001). Assumindo que a biomassa de algas tem composição típica $C_{106}H_{181}O_{45}N_{16}P$, um fertilizante com uma relação de N: P de 16 N: P (7,3 g de N: P 1 g) seriam necessários (Craggs, 2005). No entanto, a proporção de N: P na biomassa de algas pode variar desde cerca de 4: 1 a cerca de 40: 1, dependendo das espécies de algas e da disponibilidade de nutrientes no meio de cultura (Craggs et al, 2010), por conseguinte, uma elevada produtividade pode ser conseguida, mesmo em baixas relações N: P em LAT de tratamento de águas residuárias.

O nitrogênio é um fator crítico para a regulação de algas que possuem conteúdo lipídico celular (Cooksey et al, 1987;. Tillett, 1988; Griffiths and Harrison, 2008; Brennan e Owende, 2010). Enquanto as células de algas geralmente têm um teor de lipídios de aproximadamente 20% (Benemann, 2008; Chisti, 2008), a acumulação de lipídios com níveis acima de 40% ocorre quando nitrogênio torna-se o fator limitante do crescimento (Cooksey et al, 1987;. Tillett, 1988). No entanto, utilizando a limitação de nitrogênio para estimular a acumulação de lipídios nas células de algas, muitas vezes reduz o crescimento das algas (Coleman et al, 1987;. Tillett, 1988; Chelf, 1990), podendo surgir duas condições diferentes, uma onde há elevado teor de lipídios nas algas e outra onde há elevada concentração de algas na lagoa.

A fixação biológica do nitrogênio (FBN) é o segundo processo mais importante no ciclo biológico das plantas, após a fotossíntese. O N molecular (N_2) é incorporado no solo por meio da fixação biológica realizada por bactérias (TAIZ & ZEIGER, 2004).

Nitrato (NO_3^-) chega ao solo/água pela combinação do N_2 ao O_2 e com o O_3 gerado por descargas elétricas e também devido radiação ultravioleta. Já a amônia é provida de atividades vulcânicas, queimas florestais e atividades industriais e armazena-se no solo através da chuva (KERBUAY, 2008).

O nitrogênio molecular é fixado no solo devido à bactérias que estão presentes no solo e associadas às plantas. Dessa forma, primeiramente o N_2 é fixado e produz um composto o

NH_3 . A produção desta amônia é devida a ação de uma enzima presente nas bactérias denominada de nitrogenase. Logo após ele é protonado e a bactéria rompe esta ligação formando NH_4^+ . Devido à ação de bactérias do gênero *Nitrossomonas* o NH_4^+ recebe oxigênio, e é transformado em nitrito (NO_2^-) e depois devido ação de bactérias do gênero *Nitrobacter* recebe elétrons sendo transformado em nitrato (NO_3^-) (TAIZ & ZEIGER, 2004).

O Nitrogênio na forma de amônio (NH_4^+) e nitrato é absorvido pelas plantas, sendo a forma preferencial o nitrato, que após absorção é incorporado em compostos orgânicos (que contêm carbono). Dessa forma, este processo de entrada vai fazer com que se produzam alguns tipos de aminoácidos (Aa) existindo 20 Aa essenciais (KERBUAY, 2008).

➤ **Temperatura:**

A produtividade de algas em uma lagoa aumenta com o aumento da temperatura, até atingir uma temperatura ótima, acima da qual o aumento desta inicializa a foto-respiração, reduzindo a respiração de algas e por consequência a produtividade (Tillett, 1988; Sheehan et al, 1998;. Pulz, 2001). A temperatura ótima medida sob condições de taxa máxima de crescimento das algas, na presença de nutrientes e condições de luz adequadas, varia de acordo com a espécie de alga, mas geralmente encontra-se entre 28 °C e 35 °C (Soeder et al., 1985).

Porém a temperatura ótima varia de acordo com as concentrações de nutrientes e condições de radiação, onde o crescimento de algas, muitas vezes diminui quando são submetidos a uma mudança brusca de temperatura, como registrado por Harris (1978), que verificou a exposição de algas adaptada a uma temperatura elevada (cerca de 30 °C), resultando em uma redução de 50% em clorofila-a para o caso de variação brusca de 10 °C, em apenas 15 h.

➤ **pH:**

O pH da lagoa afeta muitos dos processos bioquímicos associados com o crescimento e metabolismo de algas, incluindo a bio disponibilidade de CO_2 para a fotossíntese e a disponibilidade e a absorção de íons e nutrientes. Por sua vez o pH é uma função da produtividade de algas, da relação algas / respiração bacteriana, da alcalinidade, da composição iônica do meio de cultura, da atividade microbiana autotrófica e heterotrófica (por exemplo, nitrificação e desnitrificação) e da eficácia do sistema de adição de CO_2 (García et al., 2000b; Craggs, 2005;. Heubeck et al, 2007; Park e Craggs, 2010). A fotossíntese das

algas em LAT eleva o pH pelo consumo de CO_2 e HCO_3^- , resultando em pH muitas vezes superior a 11 (Craggs, 2005; Heubeck et al, 2007;. Park e Craggs, 2010).

O pH elevado pode atuar para aumentar a remoção de N-amoniaco do líquido através da volatilização da amônia e diminuição do fósforo por meio de precipitação com fosfato férrico, cálcio e magnésio (Garcia et ai, 2000b;. Craggs, 2005). A mudança de equilíbrio para maiores concentrações livres de amônia em alto pH pode inibir o crescimento de algas (Azov e Goldman, 1982).

Como visto por Azov e Goldman (1982), as concentrações de amoníaco livres entre 34 e 51 g/m^3 , a pH 9,5 (20 - 25 °C) reduziu a fotossíntese de algas de água doce, *Scenedesmus obliquus*, em 50 % e 90 %, respectivamente. Além disso, as bactérias aeróbias heterotróficas que oxidam a matéria orgânica no tratamento de águas residuais das LAT têm um pH ótimo de 8,3, acima do qual a atividade bacteriana é cada vez mais inibida (Craggs, 2005). Desta forma é notório que o pH não só influencia o crescimento de algas, mas também na eficiência de remoção de nutrientes em tratamento de águas residuais por LAT.

O pH ideal de diversas algas de água doce é em torno de 8 (Kong et al., 2010). Um pH acima ou abaixo de 8 diminui a produtividade como visto por Weissman e Goebel (1988), onde foi verificado que a produtividade de *Chaetoceros sp.* e *Chlorella sp.* foram reduzidos em 22 % quando o pH foi aumentado de 8 a 9. Algumas algas são, no entanto, capazes de crescer bem acima de pH 8, tal como *Amphora sp.* e *Ankistrodesmus sp.* que não foram inibidas em pH 9 e 10, respectivamente (Weissman e Goebel, 1988).

➤ **CO₂:**

A disponibilidade de CO_2 dentro de LAT para o tratamento de águas residuais depende predominantemente da oxidação de compostos orgânicos, realizada por bactérias heterotróficas (Weissman e Goebel, 1987; Oswald, 1988; Craggs, 2005), no entanto o esgoto doméstico contém carbono insuficiente para suportar totalmente a produção ótima de algas na faixa de 3-7 (razão C: N na água de esgoto) comparado com 6-15 (razão C: N) na biomassa das algas (Benemann, 2003; van Harmelen e Oonk, 2006).

É visível que a adição de CO_2 tende a melhorar a produtividade de algas em escala experimental cultivadas em LAT alimentadas por esgoto sanitário (Azov et al, 1982;. Benemann, 2003; Park e Craggs, 2010), sendo uma prática comum em todos os sistemas de produção de algas em LAT comercial (Van Harmelen e Oonk, 2006). Porém a adição de CO_2 não é atualmente utilizada no tratamento de águas residuais em LAT, exceto em alguns

ensaios experimentais de pequena escala piloto e em um sistema de demonstração com área de 5 ha na Estação de Tratamento de Águas Residuais Christchurch, Nova Zelândia operado desde 2009.

3.4. Lagoas

3.4.1. Lagoas de Estabilização

As lagoas de estabilização são grandes tanques de pequena profundidade, definidas por diques de terra, e nas quais as águas residuárias brutas são tratadas inteiramente por processos naturais, envolvendo principalmente algas e bactérias (Silva & Mara, 1979).

Na década de 1950, investigações e pesquisas sobre o processo de depuração de águas servidas começaram a ser feitas metodicamente, passando as lagoas de estabilização a merecer a atenção de autoridades e de técnicos em Engenharia Sanitária (Azevedo Netto, 1975).

Segundo Shilton et al. (2008) para uma cidade de 25.000 pessoas na área rural da Inglaterra, onde usando uma opção de tratamento da lagoa em vez de um sistema de tratamento de águas residuais eletromecânico, pode-se economizar 35 milhões de kWh ao longo de um projeto de vida de 30 anos. No Reino Unido onde uma média de 0,43 kg CO₂ é emitido por kWh de eletricidade produzida, equivale a 500 toneladas de CO₂ emitida por ano, o que exigiria mais de 200 hectares de floresta de pinheiros para absorver (Shilton et al ., 2008).

Os sistemas de lagoas de estabilização constituem-se na forma mais simples para o tratamento dos esgotos. Há diversas variantes dos sistemas de lagoas de estabilização, com diferentes níveis de simplicidade operacionais e requisitos de área.

As lagoas convencionais apresentam diversas vantagens quando comparadas a outros processos de tratamento, principalmente em questões de custos e mão de obra para manutenção, sendo utilizada amplamente no Brasil. Entretanto são necessárias grandes áreas, as quais estão disponíveis distantes dos centros urbanos, devido a diversos fatores, entre eles custos da área requerida e ocorrência de odores.

As lagoas de estabilização também podem se apresentar como uma alternativa atraente para pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios, pelo fato de apresentar simplicidade operacional similar a reconhecida para reatores anaeróbios. Esta linha de se combinar reatores

de manta de lodo com lagoas de estabilização afigura-se como de aplicabilidade extremamente ampla para o Brasil (Sperling, 1996).

Nas lagoas de estabilização, podem ser alcançados níveis significativos de remoção de patogênicos, atingindo valores na ordem de 99,99 % de remoção de coliformes fecais, sendo portanto um processo atrativo de tratamento em regiões onde o objetivo de balneabilidade é importante, ou no que se refere a níveis máximos de organismos admissíveis para águas de abastecimento público (Mara, 1996).

Os principais tipos de lagoas de estabilização empregados para depuração de águas residuárias são:

Lagoa Anaeróbia: (2 a 5 m de profundidade) recebem esgotos brutos, com altas concentrações de matéria orgânica ($DBO_5 > 300$ mg/L) ou sólidos suspensos ($SS > 300$ mg/L). A carga orgânica é tão alta (100 g/m³ a 400 DBO_5 g/m³. dia) que seu conteúdo fica quase que totalmente isento de oxigênio dissolvido. Boa parcela dos sólidos suspensos são removidos por sedimentação no fundo da lagoa (inclusive ovos de helmintos), onde ocorre vigorosa digestão anaeróbia a temperaturas superiores a 15 °C (Mara e Pearson, 1986). A remoção de DBO_5 esperada é da ordem de 50 % a 70 % e de coliformes fecais de 80 % a 98 % (Silva e Mara, 1979; Victoretti, 1973).

Lagoas Facultativas: (1,5 m a 3 m de profundidade) recebem esgotos brutos (facultativas primárias) ou sedimentados (lagoas facultativas secundárias), tendo uma zona de fundo anaeróbia e uma zona superficial aeróbia, onde o oxigênio necessário para o metabolismo bacteriano é suprido pela atividade fotossintética das algas que crescem profusamente, dando ao líquido da lagoa uma coloração verde (Mara e Pearson, 1986). As cargas superficiais orgânicas aplicadas variam de 50 - 400 kg DBO_5 /(ha·dia), dependendo da temperatura ambiente média local. A remoção de DBO_5 varia de 60 % a 90%, enquanto que a remoção de coliformes fecais varia de 90 % a 99,99 % (Victoretti, 1973; Silva e Mara, 1979; Yang e Negano, 1982; Silva et al, 1987; Bernardino, 1988).

Lagoas de Maturação ou Polimento: (profundidade de 0,8 m a 1,5 m) tratam os efluentes de lagoas facultativas ou de outros processos de tratamento (carga orgânica menor que 50 kg DBO_5 /(ha·dia)), visando a reduzir o número de organismos patogênicos e nutrientes. Como as lagoas de maturação são lagoas fotossintéticas, o seu tamanho e número determinam a qualidade do efluente final, podendo-se atingir facilmente padrão de efluente menor que 5.000 CF/100 mL, ou eficiências maiores que 99,99 % na remoção de coliformes.

Mesmo não sendo destinadas à redução de DBO_5 , eficiências na remoção deste parâmetro ocorrem na faixa de 15 % a 35 %. Quanto à remoção de nutrientes, Silva (1985) relata remoções de amônia na ordem de 4 % a 10 %. Segundo Shimada et al (1987), obteve-se eficiências de 11 % a 12,5 % na remoção de nitrogênio total e de 20 % a 53 % na remoção de fósforo total em uma série de lagoas de maturação.

A qualidade final do efluente doméstico que é tratado por um sistema de reator anaeróbio seguido de lagoas de polimento, muitas vezes, não atendem as normas ambientais, portanto, uma Etapa adicional de tratamento é requerida (Asisse et al., 2001; Monteggia e Tessele, 2001).

3.4.2. Lagoas de Alta Taxa

Apresentam profundidade reduzida (0,30 m a 0,80 m), que podem substituir de forma vantajosa lagoas facultativas e de maturação. Neste aspecto, podemos destacar pesquisas desenvolvidas por Oswald et al (1997), que, mediante o emprego de lagoa anaeróbia seguida de lagoas de alta taxa de produção de algas para tratamento de esgotos sanitários, demonstraram que podem ser obtidas vantagens significativas em termos de eficiência de tratamento, mediante remoção de matéria orgânica, nutrientes e organismos patogênicos.

O sistema de lagoas é uma das formas mais comum de tecnologia de tratamento de águas residuais utilizados por pequenas comunidades ao redor do mundo, entretanto até o momento as LAT não têm sido amplamente aplicadas como lagoas facultativas e de maturação. No entanto, com o aumento da pressão regulatória para atualizar o tratamento de efluentes a um nível de remoção de nutrientes, as LAT oferecem a possibilidade de incorporação do P e N na elevada quantidade de biomassa de algas (Powell et al.,2010) com a vantagem de aproveitamento para produção de energias renováveis. Pode também ser destacado o benefício de aproveitamento do CO_2 (gás do efeito estufa) o que indica seu potencial de aplicação para o futuro.

Segundo Fallowfield et al (1996), a lagoa de alta taxa de produção de algas é uma adaptação das lagoas de estabilização que incorpora um sistema de mistura simples e controladores de fluxo (*baffles*) para otimização da produção de oxigênio através da fotossíntese. Teixeira Pinto e Onoyama (1991) completam dizendo que este sistema é considerado um processo de tratamento de baixo custo que, maximizando a utilização da energia solar, possibilita maior absorção de nutrientes dos esgotos, se comparado ao sistema de lagoa convencional.

As LAT são canais abertos, com profundidade de água em torno de 0,2 m a 1,0 m (Park et al., 2011). Esta profundidade, juntamente com elevadas cargas de nitrogênio e de fósforo a partir de águas residuárias, permite que as microalgas proliferem a altas concentrações, com valores máximos de clorofila-*a* que podem ultrapassar 3.000 mg/m³ (Craggs et al., 2012).

O misturador é usado para mover a cultura e deve fornecer velocidade média da água na faixa de 0,15 - 0,30 m/s gerando vórtices turbulentos que fornecem a mistura vertical (Craggs et al., 2014). A mistura vertical aumenta o crescimento de microalgas, assegurando frequente exposição das células a luz solar, evitando a sedimentação das microalgas / flocos bacterianos e aumentando a difusão de nutrientes em torno da célula (Oswald, 1988; Grobbelaar, 2010; Hadiyanto et al., 2013).

A eficácia de LAT para tratamento de águas residuais tem sido demonstrada com uma vasta gama de efluentes, incluindo municipais, industriais e agrícola, para diversas escalas, desde escala de bancada até escala piloto e grande escala (Garcia et al, 2006;. De godos et al, 2009; Craggs et al, 2012; Cai et al, 2013).

O tratamento de águas residuárias em LAT é normalmente parte de um sistema de lagoas de tratamento (Craggs, 2005;. Craggs et al, 2010) entretanto esta pode ser utilizada após o tratamento secundário com foco na assimilação de nutrientes para posterior aproveitamento destes.

Com base na remoção de DBO, sistemas avançados de lagoas necessitam aproximadamente de 50 vezes mais área do que sistemas de lodos ativados (uma das tecnologias mais comuns de tratamento de águas residuais), embora isto não leve em conta a área necessária para disposição do excesso de lodo. Porém os custos de construção dos sistemas avançados de lagoas são menos da metade, e os de manutenção menos de um quinto quando comparados com lodos ativados (Craggs et al, 2010).

As LAT foram desenvolvidas para proporcionar um tratamento mais eficiente e mais consistente do que lagoas facultativas, possibilitando ainda a produção de microalgas (Craggs et al., 2014). Taxas de remoção de nitrogênio entre 60 % e 75 % foram relatados na literatura em LAT de escala piloto e grande escala (Cromar e Fallow campo, 1997;. García et al, 2006; Park e Craggs, 2011; Craggs et al, 2012). As LAT podem ser consideradas um "*upgrade*" de lagoas facultativas em um custo eficaz e, na maioria dos casos, necessitam de poucos ajustes para promover um ambiente ideal para o cultivo de microalgas (Craggs et al., 2014).

Além do tratamento avançado de águas residuais, LAT oferecem a vantagem adicional de recuperação de nutrientes das águas residuais, através da biomassa algal e utilização como adubo, alimento ou como matéria prima para a produção de biocombustíveis (Benemann, 2008;. Craggs et al, 2014). Nos últimos anos, o potencial de uso de efluentes como matéria prima para o cultivo de algas para a produção de biocombustíveis tem recebido atenção considerável (Rawat et al, 2011; Park et al, 2011a; Craggs et al, 2013).

A predominância de espécies de algas em LAT pode ser determinada por diversos parâmetros ambientais (temperatura, radiação solar), operacionais (pH, composição e concentração de nutrientes, tempo de detenção hidráulico) e os parâmetros biológicos (espécies de algas, pré-adaptação da cepa, rotíferos e parasitas) (Sheehan et al. , 1998; Benemann, 2003). No entanto, as tentativas de desenvolvimento de espécies de algas de monoculturas (puras) introduzidas em LAT não consegue superar períodos maiores que 3 meses devido à contaminação por outras algas e/ou zooplâncton (Sheehan et al, 1998;. Benemann, 2008).

A profundidade das lagoas, juntamente com a concentração de biomassa, determina o clima e a "*euphotic zone*" ou a porção da coluna de água onde há radiação suficiente para realizar a fotossíntese (Sutherland et al, 2014). A profundidade é crucial para controlar a penetração da luz na lagoa e regular a concentração de biomassa (Grobbelaar, 2009), porém diretrizes para profundidades em LAT não são claras. Relatos de profundidades ideais para LAT variam entre 15 - 100 cm (Larsdotter, 2006; Park et al, 2011a;. Grobbelaar, 2013), enquanto outras recomendam trabalhar com a mínima profundidade para maior eficiência (Kroon et al., 1989).

Enquanto lagoas rasas encurtam o comprimento do percurso da luz dentro da lagoa, muitas vezes as concentrações mais elevadas de biomassa levam a uma maior atenuação da luz (Sutherland et al., 2014), podendo gerar atenuações de luz mais elevadas em lagoas com profundidade de 20 cm quando comparada a lagoas com 40 cm de profundidade (Sutherland et al., 2014). Segundo Grobbelaar et al. (1990) devido às concentrações muito elevadas de algas em LAT a luz solar é rapidamente atenuada através da coluna de água, formando gradiente íngreme em escalas de centímetros. Isto significa que as algas na superfície de LAT são expostas a luz excessiva, enquanto que as algas no fundo da lagoa sofrem limitações pela ausência de luz.

A intensidade fotossintética em LAT possibilita o aumento dos níveis de oxigênio dissolvido durante o dia para > 200 % de saturação (García et al, 2000b; Molina et al, 2001; Park e Craggs, 2010). Elevados níveis de oxigênio dissolvido acima da saturação normal pode afetar a produtividade de algas (Weissman e Goebel, 1987; Molina et al., 2001).

Segundo Molina et al. (2001), a atividade fotossintética, medida como taxa de geração de oxigênio em condições estacionárias de concentração de biomassa algal, foi reduzido em 17 - 25 % quando utilizado 200 - 300 % de saturação de oxigênio dissolvido, respectivamente. Entretanto, os dados obtidos nesta avaliação não são conclusivos.

Por meio da clorofila-*a*, as algas liberam oxigênio (O₂) absorvendo a energia solar e convertendo-a em calor e energia química (Kellner e Pires, 1998), aliado a assimilação de nutrientes provindos das águas residuárias, possibilitando o crescimento das algas em LAT (García et al., 2006; Powell et al., 2009; Park and Craggs, 2010).

Lagoas rasas podem sofrer de instabilidade térmica devido a maiores flutuações de temperatura do que lagoas mais profundas (Abeliovich, 1980). Segundo Oswald (1988), a temperatura e a luz disponível dentro das LAT afetam a produtividade de microalgas. Um equilíbrio entre a radiação, temperatura e população é um fator chave para a melhoria da fotossíntese das microalgas.

As concentrações de biomassa são normalmente mais elevadas em lagoas rasas, porém lagoas mais profundas podem oferecer maior produtividade por m³ de efluente tratado e maiores remoções de nutrientes (Sutherland et al., 2014). Segundo o autor, em lagoas com 40 centímetros de profundidade obteve-se significativamente maior produtividade em área e maiores volumes tratados de águas residuais para o mesmo efluente padrão ao longo do ano, em comparação a LAT de 20 cm de profundidade.

Em lagoas de alta taxa é comum atingir valores de pH acima de 9,0 com valores de pico de até 11 ao meio-dia, devido à remoção de íons H⁺ (Fallowfield et al, 1996). Nestas condições onde o pH atinge valores superiores a 9,5 principalmente no verão e primavera, verifica-se a conversão do nitrogênio amoniacal na forma não ionizada (gás) e remoção do efluente líquido para a atmosfera.

Oswald (1991) afirma que a atividade de consumo do CO₂ pelas algas nas lagoas de alta taxa consiste no principal mecanismo de aumento do pH da água. Segundo o autor, a ocorrência de pH de 9,2 durante 24 horas promove o decaimento de 100% de *E. coli* e presumidamente de outros organismos patogênicos e tempos de detenção hidráulico de 3 a 5

dias, com entrada contínua de esgoto e fluxo de mistura completa é possível uma elevada taxa de desinfecção no efluente das lagoas de alta taxa.

As características ideais de espécies de algas para cultivo em LAT alimentadas a partir de águas residuárias são: (i) alta taxa de crescimento (alta produtividade) quando alimentada com nutrientes de águas residuais, onde são predominantemente N-amoniaco e P-fosfato; (ii) tolerância a variações sazonais e diurnas em condições de crescimento ao ar livre; (iii) formação agregada permitindo uma simples colheita através da gravidade, (iv) altos níveis de componentes de células de algas valiosos como lipídios para a produção de biodiesel.

Enquanto fotobiorreatores são capazes de produzir biomassa de microalgas em concentrações muito mais altas do que em LAT, as LAT são consideradas uma opção mais viável para a produção de biocombustíveis em escala comercial, devido ao seu design e construção mais simplificados, bem como o capital de investimento e custos operacionais mais reduzidos (Hadiyanto et al., 2013).

Benemann et al. (1977) demonstraram que determinadas espécies de algas cultivadas em LAT ao ar livre podem ser cultivadas e colhidas, desde que haja uma reciclagem seletiva de biomassa de algas. O crescimento lento de algas filamentosas como a *Spirulina sp.* manteve-se na cultura dominante sobre o crescimento mais rápido do contaminante unicelular, *Chlorella sp.* (Benemann et al, 1977;. Weissman e Benemann, 1978). No entanto, os mecanismos de dominação de algas ainda não são compreendidos e métodos práticos de controle de espécies de algas de tamanho similar ainda não são definidos na literatura (Weissman e Benemann, 1979; Sheehan et al, 1998; Benemann, 2003, 2008).

Porém as LAT são suscetíveis à aparição de protozoários herbívoros e zooplâncton (como rotíferos e cladóceros, este segundo conhecido como pulgas-de-água) o que pode reduzir a concentração de algas para níveis baixos dentro de poucos dias (Van Harmelen e Oonk, 2006; Benemann, 2008). Por exemplo, rotíferos e cladóceros em altas densidades (>105 org./L) foram capazes de reduzir as concentrações de algas em 90% dentro de 2 dias (Oswald, 1980). Cauchie et al (1995) mediram redução de 99 % em biomassa algal, baseado na clorofila-*a*, devido à pastagem da *Daphnia* ao longo de vários dias. Parasitismo por fungos e infecção viral também pode reduzir significativamente a população de algas da lagoa dentro de poucos dias e desencadear mudanças na estrutura celular das algas (Kagami et al., 2007).

O zooplâncton pode ser controlado através de tratamentos físicos (filtração, centrifugação, baixa concentração de oxigênio dissolvido / alta carga orgânica) e tratamentos

químicos (aplicação de produtos químicos, aumento do pH e concentração de amônia livre) (Schluter e Groeneweg, 1981). Devido a variedade de zooplâncton capaz de sobreviver a períodos prolongados de baixa concentração de oxigênio dissolvido (Schluter e Groeneweg, 1981), o ajuste do pH até um valor de 11 é talvez o método mais indicado para o controle de zooplâncton (Benemann et al., 1978). Resíduos sanitários geralmente contêm níveis elevados de amônia (~ 30 mg/L) e o efeito tóxico para o zooplâncton está relacionado com o aumento dos níveis de amônia livre em elevado pH (Oswald, 1988). Entretanto até o momento não há tratamentos gerais para controle de fungos e protozoários em LAT.

A utilização de processos de lagoas em escala real de tratamento, bem como extensas pesquisas desenvolvidas em unidades piloto, como no caso da EXTRABES (Estação Experimental de Tratamento Biológico de Esgotos Sanitários/Universidade Federal da Paraíba /Campina Grande), permitiu o desenvolvimento de parâmetros de projeto e critérios operacionais válidos para condições brasileiras, conforme trabalhos publicados por Victoretti (1973); Silva e Mara (1979); Von Sperling (1996); Nascimento (2001) e outros.

Os sistemas de tratamento de águas residuais a partir de LAT são uma tecnologia economicamente viável para tratamento eficiente de nível terciário (remoção de nutrientes). O que deve ser potencializado são as condições operacionais de cultivo de microalgas em grande escala, bem como o desaguamento, extração dos lipídios e a conversão destes em biocombustíveis, contribuindo para a sua viabilidade técnica e econômica comparativamente aos combustíveis fósseis. Desta forma é essencial constantes avanços no tratamento de resíduos sanitários e/ou industriais a partir de LAT para o cultivo de biomassa com posterior aproveitamento energético.

3.5. Microalgas Cultivadas em LAT

A descarga de esgotos parcialmente depurados pode levar à eutrofização dos corpos hídricos e danos aos ecossistemas devido à presença de grandes quantidades de nitrogênio e fósforo (Rawat et al. 2011).

Durante os últimos anos tem se desenvolvido diversas pesquisas com o objetivo de melhorar a eficiência na remoção de nutrientes e matéria orgânica das águas residuárias, porém o fósforo e o nitrogênio representam cerca de 75 % da carga remanescente após o tratamento (Crab et al., 2007). Durante o século passado, grandes esforços foram realizados para remover estes nutrientes do efluente final, a fim de obter uma satisfatória qualidade na

água residuária, evitando a eutrofização dos ecossistemas receptores e permitindo a reutilização da água.

Os requisitos de alta energia e os custos associados com o tratamento de águas residuárias e de remoção de nutrientes com tecnologias físico-químicas existentes continuam sendo um desafio para os municípios, governos e indústrias (Christenson e Sims, 2011).

Uma alternativa atrativa é a utilização de LAT já que microalgas além de servir como matéria prima de biocombustíveis, podem auxiliar o tratamento de águas residuárias. Utilizando o tratamento de águas residuais com base nas microalgas tem-se uma série de benefícios, pois o tratamento de efluentes pode ser acoplado ao cultivo de biomassa para a produção de biocombustíveis, compensando a utilização de valores insustentáveis de fertilizantes, água doce e outras despesas que são necessárias para o cultivo de microalgas. Esta opção promete reduzir os custos de cultivo de microalgas e da energia necessária para o tratamento de efluentes, permitindo a recuperação e reciclagem dos recursos (Abdelaziz et al, 2013a; Cho et al, 2011; Pittman et al, 2011).

Recentemente com o aquecimento global e esgotamento de recursos, como a energia fóssil, água potável e fósforo, faz-se necessário o planejamento dos sistemas de tratamento de esgoto convencional com foco na eficiência energética e recuperação de nutrientes (Holmgren, 2002). Microalgas podem desempenhar um papel fundamental neste novo cenário, pois são microrganismos fotossintéticos, que consomem CO_2 , diminuindo a necessidade de aeração mecânica para atender a DBO, além de assimilar recursos das águas residuais (C, N e P) e converter energia solar em biomassa (Van Den Hende et al., 2011). Um fator chave na determinação da viabilidade econômica dos sistemas de microalgas para tratamento de águas residuais é o custo de desaguamento das microalgas (Udomet al., 2013; Park et al., 2011).

Segundo Kirk (1994), algas unicelulares e plantas bentônicas utilizam radiação solar para fixar carbono (C) e combinar este com elementos como o nitrogênio (N) e fósforo (P) em razões estequiométricas relativamente constantes. Razões de C/N/P de algas unicelulares são tipicamente cerca de 106: 16: 1, uma proporção denominada a taxa de "Redfield" (Redfield et al, 1963).

A comparação entre a produção comercial de microalgas a partir de LAT (cultivo controlado) e a produção a partir de efluentes sanitários está presente na Tabela 5.

Tabela 5 - Comparativo entre produção de microalgas comercial e produção com matéria prima de esgoto sanitário para LAT.

Fatores	Produção comercial de LAT	LAT alimentadas com águas residuárias	Referências
Capital de custo (\$US milhões/ha) e Custo de operação e manutenção (\$US k/ha)	0,1 - 0,25	Coberto pelos custos do tratamento de esgotos.	Benemann (2008) e Tampier (2009). Benemann (2003), van Harmelen and Oonk (2006), Tampier (2009) and Craggs et al. (2010).
Utilização de Terreno	Elevado	Coberto pelos custos do tratamento de esgotos.	Benemann (2008).
Aplicação comercial	Utilizada em produtos de saúde.	Utilizada para estabilização no tratamento de esgotos.	Benemann (2008).
Parâmetros de custo mais elevado	Água, fertilizantes, extração e mistura.	Coberto pelos custos do tratamento de esgotos.	Tampier (2009).
Fatores limitantes no crescimento de algas	Luz, temperatura, nutrientes, CO ₂ (fornecido externamente).	Luz, temperatura, nutrientes (fornecidos pelo efluente), CO ₂ (fornecido parcialmente pelas bactérias que oxidam materiais orgânicos).	Grobbelaar (2009) and Craggs et al. (2010).
Produtividade de algas	Maior que 30 g/(m ² ·d), mas não descrito na literatura.	Alta produtividade, porém este é subproduto do processo.	Benemann et al. (2002), Benemann (2008).
Água utilizada	Significante (utilização de água e reposição devido a perda por evaporação).	Não aplicada, devido a utilização de efluentes.	Carvalho et al. (2006).
Risco de contaminação	Alto (ex. a reutilização do local de crescimento aumenta o risco de contaminação).	Contaminantes estão inseridos no efluente (algas, predadores e fungos parasitas).	Schenk et al. (2008) and Tampier (2009).
Extração da biomassa	Elevado devido ao pequeno tamanho (<20 µm)	Baixo custo se for possível utilizar a ação da gravidade após as colônias de algas se unirem as bactérias.	Sheehan et al. (1998), Benemann (2008a) and Craggs et al. (2010).
Controle das espécies de algas	Limita o desenvolvimento para algas que conseguem se desenvolver em elevado pH e salinidade.	Talvez seja possível a partir da recirculação seletiva de biomassa.	Schenk et al. (2008).

Fonte: Adaptado Park e Craggs, 2010.

Os custos de produção e extração de microalgas cultivadas em LAT podem ser facilmente incorporados ao custo de implantação e operação dos sistemas de tratamento de esgoto existentes, desta forma tem-se um menor impacto ambiental, pois há uma redução nos custos para remoção e reaproveitamento de nutrientes, com a vantagem de minimizar a carga

de nutrientes despejados nos corpos hídricos, reduzindo e até eliminando a eutrofização destes (Park e Craggs, 2010).

O cultivo de algas a partir de efluentes e resíduos eliminam custos significativos, tais como o custo de suprimento de CO₂ e nutrientes, consumo de água e bombeamentos, contribuindo para a viabilização do processo de produção de energia e proteção do ambiente.

A demanda para a produção de biocombustíveis é, em parte impulsionado por preocupações ambientais, não há dúvida de que a construção e operação de LAT dedicado exclusivamente a produção de biomassa de algas para biocombustíveis tem um impacto ambiental. Por exemplo, recursos hídricos são consumidos via evaporação, criando assim a necessidade de inserção de água.

Clarens et al. (2010) concluiu que a produção de algas utilizando água doce e fertilizantes iria consumir mais energia, ter maiores emissões de gases de efeito estufa e usar mais água do que a produção de biocombustíveis a partir de culturas terrestres tais como canola, milho e *switchgrass* (um tipo de gramínea nativa da América do Norte, normalmente cultivada em estações quentes).

As microalgas podem se desenvolver em lagoas de tratamento de águas residuais urbanas e industriais, auxiliando na purificação dos resíduos. No entanto, a separação desta biomassa, geralmente não é praticada em tais sistemas, requerendo a utilização de coagulantes e floculantes e estes devido ao custo, limitam a utilização da biomassa, mesmo para a conversão em biocombustíveis (Benmann, 2009).

No caso específico deste trabalho, a criação de cultura de algas em lagoas de alta taxa possibilita o tratamento de efluentes em nível avançado, permitindo a remoção de matéria orgânica e fixação de fósforo e nitrogênio.

A produção de algas a partir de LAT alimentadas por águas residuais oferece uma proposta mais atraente do ponto de vista ambiental e econômico. A medição de biomassa de algas pode ser realizada a partir dos SSV, pois, segundo Mara e Pearson (1986), 70 % a 90% dos sólidos suspensos totais presentes no efluente de lagoas é devido a células de algas.

A clorofila-*a* que pode corresponder, dependendo das espécies presentes, de 1 % a 2 % do peso seco das algas planctônicas (APHA, 2014). Assim, a clorofila-*a* pode ser considerada uma importante variável indicadora do estado trófico de ambientes aquáticos e

uma ferramenta útil na avaliação de impacto de contaminantes orgânicos e inorgânicos e outros distúrbios.

Os impactos da construção das LAT e operação são uma necessidade de fornecer tratamento de águas residuais e, assim, o rendimento de algas posterior, sendo uma matéria prima de biocombustíveis de menor impacto ambiental. Além disso, a água e os nutrientes que são utilizados nestes sistemas são neutros, já que estes são de outro modo desperdiçados.

A extração de energia e posterior aplicação da biomassa algal residual no solo, representa uma fonte de energia sustentável e de fertilizantes que oferecem benefícios ambientais. Além disso, o uso de LAT para tratamento de águas residuais em relação a outras formas de tratamento de efluentes pode proporcionar ganhos ambientais.

3.6. Coagulação Flocculação Quimicamente Assistida

Este processo comumente utilizado para tratamento de águas de abastecimento é utilizado na área de tratamento de efluentes principalmente para remoção de fósforo, assim como melhoria na remoção de DQO, sólidos, turbidez e diversos outros parâmetros.

Segundo Alves (2007), no processo de coagulação, quando o agente químico é adicionado ao efluente ocorre a hidrólise, polimerização e a reação com a alcalinidade, formando hidróxidos comumente chamados de gel, compostos de íons positivos. Como a maioria das partículas coloidais e em suspensão possuem cargas negativas em sua superfície, os íons formados na hidrólise desestabilizarão as cargas destas partículas, reduzindo o potencial zeta até próximo à zero, permitindo a aproximação e aglomeração das partículas e, como consequência, a formação dos flocos. Desse modo, os aglomerados poderão ser separados na decantação, flotação ou filtração. A coagulação ocorre em um curto espaço de tempo, podendo variar de décimos de segundo a um período da ordem de 100 s.

Outros autores definem coagulação como a Etapa de desestabilização das partículas coloidais com formação de micro flocos e a flocculação como a aglomeração destas partículas dando origem a flocos maiores (Gregoret al, 1997; Moffett, 1968).

Segundo Ødegaard (1998) e confirmado por Santos (2001), a formação de flocos ocorre em 2 Etapas, descritas a seguir: inicialmente a mistura rápida, conhecida como coagulação; em seguida a flocculação. Após a coagulação, as partículas apresentam tamanho variando entre 0,5 μm e 5 μm e são chamadas de partículas primárias. Na Etapa seguinte, na

floculação, são formados flocos maiores capazes de sedimentar, com tamanho de 0,1 mm a 5 mm.

Segundo Santos (2001) a utilização de coagulantes no tratamento de águas residuárias, bem como de alguns polieletrólitos, em virtude da potencialidade do uso de processos físico-químicos, principalmente quando associados aos processos biológicos anaeróbicos. Neste sentido a coagulação e floculação seguidas da sedimentação ou flotação podem ser utilizadas em diversos pontos de um sistema de tratamento de efluentes, desde um afluente bruto, até o pós-tratamento, precedendo a desinfecção.

A coagulação e floculação são utilizadas principalmente para a remoção de sólidos suspensos (partículas de diâmetro maior ou igual a 1,2 μm), sendo as microalgas inseridas nesta classificação. Desta forma fica evidente que a utilização do processo de coagulação e floculação é uma alternativa para o auxílio na remoção de microalgas.

A eficiência de extração de biomassa algal (remoção) é essencial para o tratamento de águas residuais que atendam padrões de alta qualidade e produção de biocombustível rentável (Benemann, 2003, 2008; Van Harmelen e Oonk, 2006). A maior dificuldade na remoção de microalgas é devido ao seu tamanho ($<20 \mu\text{m}$), densidade semelhante à da água (1,08 - 1,13 g/ml) (Lavoie e de la Noue, 1987), e uma forte carga negativa na superfície da célula, sendo intensificada devido ao crescimento exponencial (Moraine et al., 1979).

Enquanto várias opções de colheita têm sido amplamente estudadas (Shen et al, 2009; Tampier, 2009; Brennan e Owende, 2010; Mata et al, 2010), a maioria das tecnologias utilizadas são métodos físico-químicos que geram grande aumento dos custos operacionais para a produção de algas e são economicamente viáveis apenas para a produção de produtos de alto valor (Benemann, 2008; Craggs et al., 2010). Segundo Sharma et al. (2006) a floculação química pode ser usada com confiabilidade para remover pequenas algas ($<5 \mu\text{m}$) do efluente através da formação de grandes flocos (1-5 mm). No entanto, as reações químicas são altamente sensíveis ao pH e a necessidade de doses elevadas de floculantes podem produzir grandes quantidades de lamas e deixar um resíduo no efluente tratado e no lodo.

Outra opção seria a centrifugação, porém esta exige grande quantidade de energia tornando economicamente viável apenas para o espessamento (desaguamento) secundário de algas colhidas (1-2 % de sólidos) até 30 % de sólidos (Tampier, 2009). As algas podem realizar a agregação natural/bio-floculação que vem auxiliar a coagulação/floculação destas

(García et al., 2000a; Benemann, 2008), porém isto normalmente ocorre em pH acima de 9, onde muitos coagulantes e floculantes ficam comprometidos quanto a eficiência.

Várias espécies de algas (*Scenedesmus sp.*, *Micractinium sp.*, *Actinastrum sp.*, *Pediastrum sp.*, *Dictyosphaerium sp.*, *Coelastrum sp.*) que predominam em sistemas de LAT de águas residuárias podem formar grandes colônias (50-200 µm) a partir da bio-floculação (Benemann et al. , 1978, 1983; Benemann, 1986; Park e Craggs, 2010; Craggs et ai, 2010). É possível que o aumento da agregação possa ser alcançado por meio de limitação de nitrogênio e a adição de CO₂(Weissman e Goebel, 1985; Benemann e Oswald, 1996), no entanto, são necessárias pesquisas mais detalhadas nesta área e o entendimento dos mecanismos que ocorrem na bio-floculação.

Recentemente, o uso de polímeros híbridos e orgânicos de tratamento de águas residuais tem crescido rapidamente, os quais são manipulados para serem mais eficientes em comparação com coagulantes inorgânicos convencionais, devido ao efeito de sinergia, pois se tem dois componentes em um só material (Yang et al, 2004; Lee et al, 2012).

Os floculantes orgânicos são uma alternativa atrativa para a floculação de algas, pois estes reagem primeiramente com os sólidos em suspensão (Lee et al, 2012), enquanto os coagulantes químicos tendem a reagir não somente com partículas coloidais mas também com o fósforo presente no efluente (Gregor et al, 1997; Moffett, 1968). Outro ponto favorável na utilização de floculantes orgânicos é que este gera um lodo orgânico, o qual pode ser aplicado para diversos fins, por exemplo, adubo após o aproveitamento energético do lodo.

Coagulação/floculação química é a principal abordagem para a otimização econômica dos processos de adensamento de microalgas. A aplicação destes métodos é necessária principalmente devido aos grandes volumes de culturas de microalgas que devem ser processados e a necessidade de um método universal que pode ser aplicável a grande variedade de espécies (Uduman et al, 2010). Este processo de coagulação/floculação é utilizado para concentrar sólidos em suspensão 20-100 vezes (Vandamme et al, 2013). Ele aumenta eficazmente o tamanho de partícula, antes do desaguamento, portanto, influencia de forma significativa, reduzindo a demanda de energia (Molina Grima et al, 2003; Salim et al, 2011).

Para a colheita de baixo custo de microalgas a coagulação/floculação é geralmente seguida por sedimentação (Smith e Davis, 2012). Considerando que na coagulação envolve o ajuste do pH ou adição de eletrólito, a floculação baseia-se na adição de polímeros catiônicos

para adensamento da cultura (Papazi et al, 2010). Deste modo, a coagulação/floculação pode ser definida como a formação de flocos a partir de partículas finamente divididas em suspensão em agregados maiores, seguido pela aglomeração destes em flocos maiores que apresentam maior facilidade de separação posterior (sedimentação ou flotação), produzindo efluente límpido.

A floculação pode ser induzida por diferentes maneiras: (i) coesão eletrostática (ou "*patch*"), que ocorre quando um polímero carregado liga-se a uma partícula de carga oposta, invertendo localmente a carga e criando ligação com aglomerados de cargas opostas; (ii) em ponte, que ocorre quando os polímeros ou colóides se ligam à superfície de duas partículas diferentes formando uma ponte entre eles; e (iii) floculação em área ("*sweep flocculation*"), que ocorre quando as partículas são aprisionadas numa precipitação mineral maciça (Vandamme et al, 2013).

A concentração celular e as propriedades da superfície (hidrofobicidade e tensão superficial), a concentração das espécies, coagulantes/floculante, assim como o pH e força iônica do meio de cultura são fatores importantes que influenciam no processo (Papazi et al, 2010). A Etapa de crescimento de microalgas também influencia na floculação devido ao pH, CO₂ dissolvido, potencial zeta e a variação do tamanho de partícula durante o tempo de cultivo (Shelef, 1984).

3.7. Processos de Separação Sólido/Líquido

Estes processos tem como finalidade a separação dos sólidos suspensos da água e, para cada caso específico, é recomendado um processo, dependendo do tipo de sólidos que deseja separar. Existem diversos processos que possibilitam a separação de sólido-líquido, entre eles a decantação, flotação, centrifugação, filtros prensa entre outros. A seguir são apresentados os processos mais utilizados.

3.7.1. Sedimentação

É um processo físico para separação de sólidos suspensos, baseado na densidade da partícula e na ação da gravidade, muito utilizado em estações de tratamento de água. Este processo é mais utilizado para sedimentação de partículas cuja densidade seja superior a da água. A teoria da sedimentação está baseada na equação de *Newton* e *Lei de Stokes*.

A sedimentação pode ser classificada em quatro principais grupos:

3.7.1.1. Sedimentação Discreta ou Tipo I

Na sedimentação discreta as partículas tem a velocidade de sedimentação constante ao longo de sua trajetória, sendo o tipo de sedimentação normalmente utilizado em pré-tratamento de esgotos sanitários como caixas de areia, onde a areia terá uma velocidade constante de sedimentação.

3.7.1.2. Sedimentação Floculenta ou Tipo II

Na sedimentação floculenta as partículas não possuem velocidades constantes, pois tem a possibilidade de se agregar a outras partículas e desta forma mudar sua velocidade de sedimentação. Este caso comumente acontece em decantadores primários nas estações de tratamento de esgotos sanitários.

3.7.1.3. Sedimentação Zonal ou Tipo III

Partículas tendem a permanecer em uma posição fixa com relação às partículas vizinhas e sedimentam como massa única de partículas (suspensões concentradas). Esta sedimentação ocorre em decantadores secundários após lodos ativados.

3.7.1.4. Sedimentação de Compreensão ou Tipo IV

A concentração de partículas é tão elevada que ocorre a formação de uma estrutura e a sedimentação ocorre apenas pela compressão desta estrutura, devido ao peso das partículas. Sendo este comportamento observado no fundo dos decantadores secundários precedidos de lodos ativados.

3.7.2. Flotação

A flotação surgiu por volta de 1900, com a finalidade de separação seletiva e concentração de minérios e, com o passar do tempo, esta técnica encontrou aplicações em outras áreas, como a remoção de algas do meio líquido. Segundo Tchobanoglous et al (2003), flotação é um processo unitário físico-químico usado para separar partículas sólidas da fase líquida. A separação é possível introduzindo pequenas bolhas de ar na fase líquida. Estas bolhas tem a possibilidade de coletar as partículas sólidas, baseada na sua hidrofobicidade superficial.

No tratamento de esgotos, a flotação é utilizada principalmente para remover material suspenso e/ou concentrar sólidos (espessamento). A principal vantagem da flotação quando comparada com a decantação é que esta pode remover sólidos de menor tamanho e/ou partículas mais leves, ou seja, partículas com baixa velocidade de sedimentação ou com a

tendência de "flutuar", demandando menores unidades operacionais, entretanto os custos para este tipo de processo são mais elevados.

3.7.2.1. Flotação por Ar Disperso

A flotação por ar disperso, tem como base o princípio da adesão de algum material às bolhas de ar, podendo ocorrer por mecanismos de arraste ou colisão bolha-partícula, bolhas de ar são formadas pelo cisalhamento do ar devido a diferença de pressão utilizando diferentes dispositivos aeradores (*spargers*) Rodrigues, 1998).

Este método de geração de bolhas consiste em introduzir o ar ou outro gás diretamente na célula de flotação. Entretanto, em pequenas células, bem como em colunas de flotação, um dispersor é sempre utilizado. O material do dispersor pode ser rígido (cerâmica porosa, aço ou polietileno) ou macio (borracha, filtro, etc.), enquanto que a forma pode variar (placa ou cilíndrica). O tamanho das bolhas vai depender do tamanho dos poros do dispersor (Sreenivasarao, 1993).

Este processo é mais aplicado em indústrias para a remoção de óleos emulsificados e sólidos suspensos de grande volume, pois as bolhas geradas neste tipo de flotação são bolhas grandes, em torno de 50 - 1000 μm .

As principais vantagens do sistema de flotação por ar disperso são; (1) tamanho compacto; (2) baixo custo; (3) capacidade de remover óleos livres e sólidos suspensos. Entre as principais desvantagens estão: equipamentos para a pressurização do sistema; a eficiência depende do regime hidráulico e do tipo de floco formado. A quantidade de espuma é significativamente mais elevada do que em unidades de flotação por ar dissolvido, correspondendo a cerca de 3 % a 7% do volume de entrada em comparação com menos de 1 % para sistemas de ar dissolvido (Eckenfelder, 2000).

3.7.2.2. Flotação por Ar Dissolvido

A flotação por ar dissolvido (FAD) caracteriza-se pela produção de elevado número de bolhas com diâmetro menor que 100 - 150 μm . Surgiu em meados da década de 20, inicialmente para recuperação de fibras de papel e posteriormente obtiveram várias outras finalidades, como remoção de sólidos suspensos de pequeno diâmetro, passando por indústrias do papel, alimentícias, petroquímicas e tratamento de águas e esgotos (Tchobanoglous, Burton e Stensel, 2003; Rodrigues, 1998).

No processo FAD, o ar é dissolvido em água em um vaso saturador sob pressão e esta água saturada com ar é injetada em um tanque contendo efluente à pressão atmosférica, através de uma válvula despressurizadora (*nozzle*). Quando a pressão no fluxo de água é reduzida, o líquido fica supersaturado e o ar em excesso é liberado na forma de microbolhas $D_{\text{médio}}$ (50 - 100 μm) que aderem à fase em suspensão (partículas ou gotículas), flotando-as à superfície (Rosa, 2002), removendo as partículas por processos de aprisionamento, arrastes, nucleação e colisão bolha-partícula (Rodrigues, 2013).

A cavitação/nucleação é o processo pelo qual a estrutura líquida é rompida para formar um "buraco" por meio de forças externas. É evidente que qualquer ruptura deve ser iniciada em local de "fraqueza" onde as forças intermoleculares momentaneamente se aproximam de zero (Rodrigues, 2004).

A nucleação pode ser explicada com base na lei de Henry, que mostra que a quantidade de gás dissolvido em determinada quantidade de líquido a temperatura constante é proporcional a pressão parcial do gás. Quando uma solução aquosa é sujeita a pressão de um gás, mais e mais moléculas do gás são dissolvidas na água com o aumento da pressão (Rodrigues, 2004).

Um grande número de experimentos mostram a recuperação de produtos, tais como óleo (Rodrigues, 1998; Al-Shamrani et al, 2002a; Al-Shamrani et al, 2002b; Hosny, 1996; Li et al, 2007; e Zouboulis Avranas, 2000), minerais (Englert et al, 2009), algas (Teixeira e Rosa, 2006; Teixeira et al, 2010) e nos casos em que a escassez de água é o desafio, é de grande auxílio na melhoria da sua qualidade (Kitchener e Gochin, 1981; Edzwald, 1995).

No caso de microalgas, Pienkos e Darzins (2009) afirmam que a extração e operações de desaguamento são um dos principais desafios econômicos para o processamento de biocombustíveis de algas. A produção pode atingir 10 g/L de biomassa seca, a qual é substancialmente mais elevada do que a remoção de partículas finas em purificação de água por sistemas FAD. Gudín e Thepenier (1989) estimou que a extração e desaguamento pode ser responsável por 30 % - 50 % do custo total de produção.

A remoção de algas em solução aquosa por meio de técnicas de flotação tem sido explorada de pontos de vista ambiental e da aquicultura. Esta é geralmente considerada mais vantajosa do que a sedimentação para a extração de algas (Lee, Koopman e Lincoln, 1992).

De acordo com Lobato et al (1995), no Brasil, a primeira aplicação da técnica de FAD em escala real foi inaugurada em 1995 na estação de tratamento de água (ETA) em Meaípe,

município de Guarapari, estado do Espírito Santo, a qual utiliza com sucesso uma unidade de flotação para remoção de algas.

A FAD é altamente atrativa como meio de separação da biomassa de algas, já que esta é mais indicada em casos de separação de sólidos/líquido quando se trata de sólidos suspensos pequenos e/ou com densidades parecidas com a da água, como é o caso das microalgas.

Dada a baixa densidade de microalgas e as características de auto flotação de várias espécies, a flotação é mais eficaz na remoção de microalgas quando comparada a sedimentação (Hanotu et al, 2012). Microalgas como *Microcystis sp.*, que são frequentemente associados a águas residuais, possui tamanho reduzido (3 - 7 μm), o que requer uma pré-coagulação/ floculação a fim de produzir agregados de pelo menos 10 μm , factíveis de flotação (Rubio et al, 2002). A principal vantagem da flotação é o funcionamento eficaz em grande escala, embora geralmente requeira o uso de floculantes (Hanotu et al, 2012). Outras vantagens da flotação são; baixos requisitos de espaço, tempos de operação relativamente curtos e alta flexibilidade com menores custos dos equipamentos iniciais (Rubio et al, 2002).

Os sistemas de flotação por ar dissolvido podem ser classificados de acordo com os métodos de dissolução do ar utilizados, classificando em sistemas de compressão total do efluente (no qual todo o fluxo é pressurizado), sistema de compressão parcial e sistema de compressão do reciclo de parte do efluente clarificado (Solari, 1981 e Bennett, 1988).

Os dois primeiros sistemas são utilizados normalmente em testes e experimentos de bancada, pois estes tem a vantagem de requerer pressões menores de saturação, onde a probabilidade de adesão bolha-gota é máxima no sistema (Bennett, 1988). Segundo Di Bernardo e Dantas (2005), para o tratamento de água que requer a formação de flocos frágeis, o sistema com pressurização da recirculação tem sido mais recomendado. Este último modelo se aplica também para a flotação de algas, provindas das LAT, devido ao tipo de floco que deve ser formado.

De acordo com a lei de Henry, a solubilidade de um gás em um líquido é proporcional a pressão do gás. Assim, para uma bolha pequena, o gás aprisionado pode rapidamente dissolver-se até o raio diminuir a zero. Basicamente, a taxa de crescimento ou colapso de uma bolha em um líquido pode ser controlada pelo menos por três mecanismos: força mecânica, transferência de calor e difusão de massa (Rodrigues, 2004).

A concentração máxima de teórica ar solubilizado segundo a Lei de Henry foi calculada a partir da equação (2), proposta por Eckenfelder (1980).

$$C_{ar_{teórica}} = S_{ar} \alpha [f \chi (p + 1) - 1] \quad (2)$$

$C_{ar_{teórica}}$: concentração de ar na recirculação pressurizada (mg_{de ar}/L_{efluente});

S_{ar} : solubilidade do ar na água (20,9 mg_{de ar}/L_{água});

f : fator de eficiência de saturação (igual a 1 para obtenção da concentração máxima segundo a Lei de Henry);

p : pressão relativa (atm).

O desempenho da flotação por ar dissolvido depende primeiramente da relação entre o volume de ar e a massa de sólidos (A/S) necessária para atingir um dado grau de clarificação. Esta razão varia com cada tipo de suspensão e pode ser determinada experimentalmente usando uma célula de flotação em escala de laboratório. Razões típicas de A/ S encontradas para o adensamento de lodo em plantas de tratamento de efluentes variam de 0,005 a 0,06.

Segundo Bratby e Marais (1974), a equação que permite calcular o A/S com reciclo é dada a seguir:

$$\frac{A}{S} = \frac{R}{Q} \frac{1,3S_a (f.P - 1)}{X_o} \quad (3)$$

Onde:

S_a é a solubilidade do ar em cm³/L na água residuária a pressão atmosférica;

f é a fração de ar dissolvido, considerando-se saturação incompleta (valores entre 0,5 e 0,8);

P é a pressão do vaso saturador em atmosfera (atm);

X_o é a concentração de sólidos na água residuária;

R é a razão de recirculação;

Q é a vazão afluyente;

O valor da solubilidade do ar (S_a) varia em função da temperatura conforme apresentado na Tabela 6, para a pressão atmosférica.

Tabela 6 - Variação da solubilidade do ar na água de acordo com a temperatura.

Temperatura (°C)	Solubilidade (cm ³ /L·atm)
0	29,2
10	22,8
20	18,7
30	15,7

Fonte: Bratby e Marais (1977)

Para a dissolução do ar na água é necessário um vaso de pressão preenchido com um leito suporte, preferencialmente de elevada área superficial, permitindo um maior contato do ar com o líquido.

Segundo Bratby e Marais (1977), utilizando anéis "pall" de 25 mm, como leito suporte, a taxa de aplicação superficial máxima encontrada foi de 2.500 m³/(m²·d), porém em projetos o valor que se utiliza normalmente é de 1.700 m³/(m²·d). Ainda de acordo com os autores, na temperatura em de 20 °C e pressão de 3 atmosferas ou acima desta, a massa de ar dissolvida na água pelo vaso saturador é dado pela equação:

$$a_p = 19,5P \text{ mg/L} \quad (4)$$

Para um melhor rendimento é necessário a escolha de equipamentos adequados, demandando o cálculo da quantidade de ar pressurizado, por exemplo, na escolha do compressor ideal. A vazão de ar necessária pode ser calculada seguindo a equação abaixo (Bratby e Marais, 1974):

$$V_{ar} = a_p R Q_i / p_{air}; \quad (5)$$

Onde:

V_{ar} : Vazão de ar requerida (L/s);

R : Vazão de reciclo;

Q_i : Vazão de alimentação do sistema (L/s)

p_{air} : densidade do ar nas CNTP = 1300 mg/L

A razão de ar/sólidos, a_s , sofre variação de acordo com ajustes na pressão do vaso saturador. O valor de a_s é dado por $[(\text{massa de ar precipitado por litro de alimentação no saturador}) (\text{vazão do saturador})]/[(\text{massa de sólidos introduzida por litro de alimentação de afluente}) (\text{vazão do efluente})]$. Sendo a taxa de reciclo determinada pela relação entre vazão do saturador/vazão de afluente, tem-se:

$$a_s = Ra_p / C_i (\text{mg} / \text{mg}) \quad (6)$$

onde:

a_s = razão ar/sólido (mg/mg);

a_p = massa de ar precipitado por litro que alimenta o saturador, operado a 3 atmosferas, calculado pela equação (4);

C_i = Concentração de sólidos no afluente (mg/L).

Para valores baixos de a_s , a velocidade de ascensão do aglomerado bolha-partícula é baixa, como consequência, v_L (taxa de fluxo descendente) deve ser baixa. Por outro lado, altos valores de a_s geram valores elevados de v_L .

Experimentos para a estabilização de efluentes com objetivo de produção de algas conduzidos por Bratby e Marais (1977), obteve relação ótima entre o limite da taxa de fluxo descendente, v_L e a razão ar/sólidos segundo a equação 6.

$$v_L = K_1 a_s^{K_2} \quad (7)$$

Onde K_1 e K_2 são constantes para partículas de efluentes (para algas provindas de esgotos sanitários $K_1=6.600$ e $K_2=0,75$ para v_L dado em $\text{m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{dia})$).

A área necessária para zona de separação depende do valor de v_L conforme a seguinte equação:

$$A = \frac{(1 + R)Q_i}{v_L} \quad (8)$$

O desempenho adequado do processo de flotação pode ser descrito como um produto de duas probabilidades: (i) colisão bolha-partícula; e (ii) a adesão entre bolhas de ar e partículas depois que a colisão ocorreu. Desta forma isto depende da desestabilização da

partícula em suspensão, pois quanto mais baixa maior será o contato ar-partícula, e quanto menor o tamanho da partícula mais provável que seja flotada pelas bolhas (Uduman et al., 2010; Show e Lee, 2014). As partículas em suspensão devem ser hidrofóbicas para que se prendam as bolhas de ar (Hanotu et al., 2012).

A flotação tem sido aplicada com sucesso na separação de microalgas de água doce, tais como *C. vulgaris*, sendo um método promissor e de baixo custo em grande escala de extração (Liu et al., 1999). Por outro lado, a flotação de microalgas marinhas pode ficar comprometida, pois a salinidade é um fator chave para que ocorra a adesão célula-bolha (Liu et al., 1999; Ducker et al., 1994; Borges, 2014).

Segundo Liu et al. (1999), quando as bolhas de ar estão sob uma força iônica elevada a tendência é que se rompam com maior facilidade. Quando o pH é controlado há um aumento na força iônica, gerando assim uma diminuição na eficiência de flotação, sendo verificado queda da eficiência de 90-92 % para 32 % conforme os mesmos autores.

A remoção de microalgas depende da; (i) taxa de reciclo, (ii) pressão de saturação, (iii) tempo de retenção hidráulica e (iv) velocidade e interação da flotação da partícula, enquanto que a concentração do lodo produzido depende da velocidade do raspador e espessura e densidade da massa flotada (Uduman et al., 2010).

A eficiência do sistema FAD pode ser medida através de alguns parâmetros básicos como: turbidez, DQO e sólidos suspensos totais (SST), tornando prático o monitoramento do sistema e ágil a correção de algum parâmetro necessário, como pH ou dosagem de coagulante/floculante.

4. MATERIAIS E MÉTODOS

4.1. Área de Estudo

Os experimentos foram realizados na planta experimental de tratamento de águas residuárias do IPH, localizada na ETE São João Navegantes / DMAE, em Porto Alegre - RS.

4.2. Materiais

O sistema experimental consistiu de duas Lagoas de Alta Taxa (LAT) seguido de sistema de Flotação por Ar Dissolvido (FAD).

Um reator UASB também foi utilizado como etapa de pré-tratamento para alimentação das lagoas em especial para remoção de sólidos e matéria orgânica. Abaixo se pode ver a representação do sistema experimental:

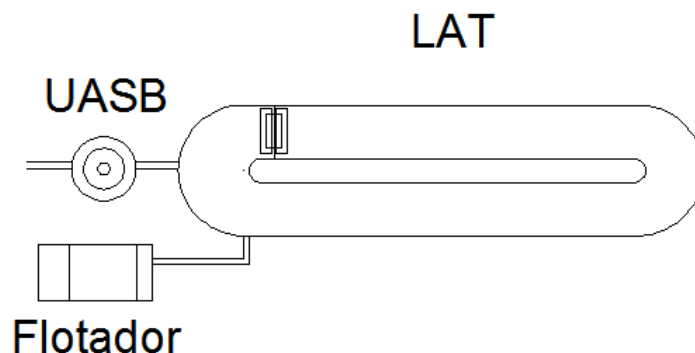


Figura 2 - Representação da planta piloto.

4.2.1. Reator UASB

Reator anaeróbio construído em fibra de vidro com forma em planta circular alimentado por esgoto bruto através de uma bomba helicoidal e três tubos de alimentação descendentes para distribuição uniforme do afluente no fundo do reator. Desta maneira ocorre um fluxo ascendente com velocidade ascensional controlada que permite o contato da matéria orgânica com a biomassa anaeróbia acumulada na zona de digestão do reator (manta de lodo).

A matéria orgânica biodegradável é convertida principalmente em metano e dióxido de carbono. O biogás produzido é coletado na parte superior do reator por um coletor de gases para fins de aproveitamento energético e controle da poluição atmosférica. O reator possui as seguintes características físicas:

Diâmetro: 2,42 m

Altura: 4 m

Volume útil: 18,3 m³



Figura 3 - Reator UASB em escala Piloto.

4.2.2. Lagoas de Alta Taxa

A unidade experimental dispõe de duas lagoas de alta taxa com fundo e diques revestidos em concreto com taludes inclinados à 45 ° e impermeabilizada para evitar perdas por infiltração. Dispõe ainda de uma pá impulsora para promover a mistura completa em cada lagoa impedindo a estratificação e sedimentação das algas.

A mistura promovida pelas pás impulsoras e a baixa lâmina d'água favorece o processo de fotossíntese para a maximização da produção de biomassa algal.

Na Figura 4 é apresentada uma imagem real de uma das LAT existente na estação experimental.



Figura 4 - Lagoas de Alta Taxa Planta Piloto.

As LAT possuem as seguintes dimensões:

Largura do canal: 5m (largura superior)

Comprimento: 40 m

A_s : 480 m² (meia profundidade)

Altura do canal: 1 m

A seguir é apresentada uma representação da lagoa com suas dimensões:

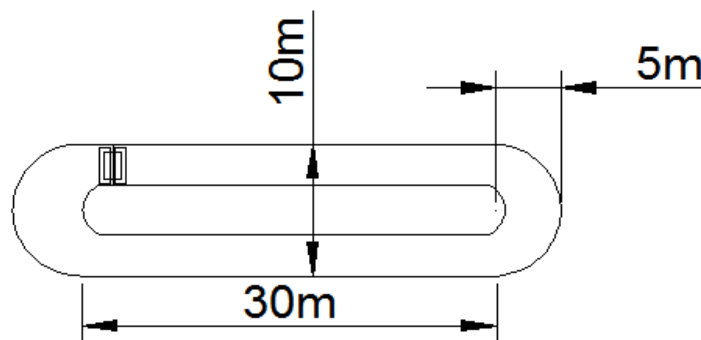


Figura 5 - Representação da LAT.

4.2.3. Sistema de Coagulação/Floculação e Flotação por Ar Dissolvido

O sistema de separação sólido/líquido é composto por:

- Um floculador tubular helicoidal, empregado na Etapa I, que consiste em um sistema compacto de floculação composto por uma mangueira sanfonada de PVC flexível com diâmetro interno de 38,1 mm (1" 1/2), enrolada em um tubo rígido de PVC com diâmetro externo de 60 mm, totalizando 40 anéis ao redor do tubo, operando com TDH de 36 s. Este é

responsável pela formação dos flocos a partir do aproveitamento da energia cinética do fluxo hidráulico no reator tubular helicoidal para promover a agitação necessária à dispersão de floculante e formação de flocos com baixo tempo de detenção hidráulico (Carissimi, 2003).

- Sistema de coagulação/floculação de mistura mecanizada, empregado na Etapa II, composta por um coagulador para mistura rápida e três câmaras de mistura lenta, compondo um floculador com dimensões de 2 m de comprimento por 1 m de largura e altura total de 0,55 m, operado com lâmina d'água de 0,45 m. A Tabela 7 abaixo apresenta as características de cada câmara.

Tabela 7 - Dimensões e Parâmetros Básicos de Operação do Sistema de Coagulação/Floculação.

Parâmetro	Mistura Rápida (coagulador hidráulico)	Mistura Lenta		
		Câmara 1	Câmara 2	Câmara 3
Volume (m ³)	0,0033	0,149	0,234	0,466
TDH (s)	7	316	496	987
Gradiente (s ⁻¹)	2000	75	50	25
Nº de agitadores	-	3	2	1

- Um flotador convencional de operação contínua executado em chapas de acrílico para permitir a visualização do efeito de separação de sólidos e constituído de 3 câmaras, identificadas a seguir:

- Câmara de ascensão: 0,55 m x 0,1 m x 1,80 m (largura x comprimento x altura);
- Câmara de separação sólido-líquido: 0,55 m x 0,70 m x 1,85 m;
- Caixa coletora de lodo flotado: 0,55 m x 0,30 m x 0,20 m;

O volume útil total do flotador é de 1,12 m³ (0,55 m x 1,10 m x 1,85 m).

- Um vaso de pressão com diâmetro interno de 97,8 mm e altura de 1,45 m, tendo uma faixa de 80 cm preenchida com "pall rings" de 25 mm para a saturação da fase líquida.

- Um compressor de ar acionado por motor elétrico de 3CV para realizar a pressurização do vaso, normalmente em 3 atmosferas.

- Uma bomba dosadora helicoidal Netzsch com vazão máxima de 14 L/h, para dosagem do coagulante/floculante;

- Uma bomba helicoidal Netzsch para recirculação com vazão máxima de 800 L/h;
- Uma bomba centrífuga alimentadora do sistema de flotação com vazão máxima de 2,5 m³/h;

Na Figura 6 é apresentado o esquema do flotador:

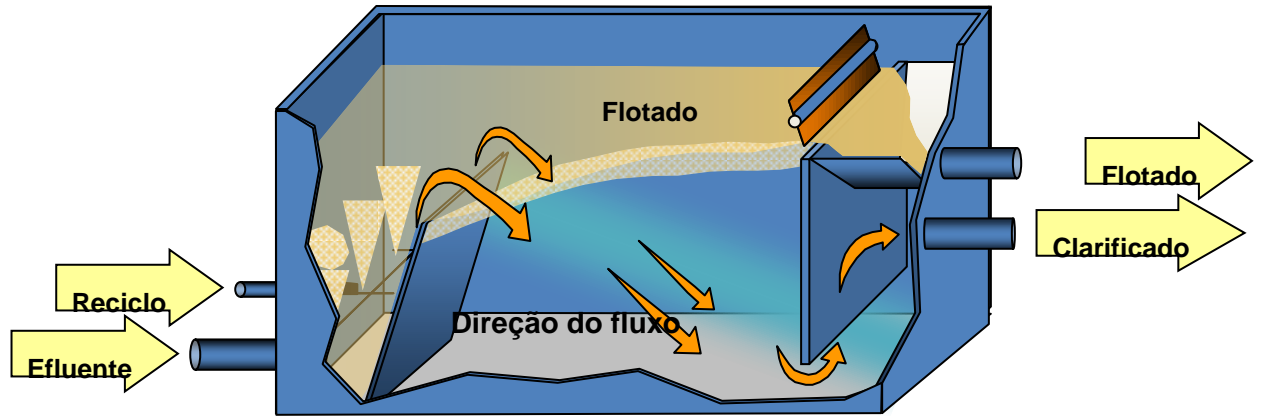


Figura 6 - Representação do flotador.

Fonte: Rodrigues, 2013.

4.3. Métodos

4.3.1. Parâmetros Operacionais das Unidades Experimentais

A operação do sistema de tratamento foi realizada à temperatura ambiente, sofrendo variações durante o ano.

4.3.1.1. LAT

O experimento nas lagoas foi subdividido em duas Etapas:

Tabela 8 - Etapas de Operação dos Sistemas.

TDH (dias)	Período de Operação LAT	Volume (m ³)	Vazão (m ³ /h)	A _s (m ²)	Taxa de aplicação superficial(m ³ /(ha ² ·d))
3	03/2012 a 05/2013 (Etapa I)	144	2,01 ± 0,2	480	1005
6,1	03/2014 a 03/2015 (Etapa II)	144	0,98 ± 0,2	480	490

Etapa I: Lagoas A e B operadas com lâmina de água de 30 cm e TDH de 3 dias, sendo a lagoa A alimentada com esgoto bruto e a lagoa B alimentada com efluente do reator UASB;

Etapa II: Lagoas A e B operadas com lâmina de água de 30 cm e TDH de 6,1 dias e alimentadas com efluente do reator UASB;

4.3.1.2. Teste de Jarros

Este foi executado para otimização de dosagens de floclulantes, coagulantes, efeito do pH, gradiente e tempo de mistura da floclulação. O tempo de coagulação foi mantido em 1 min. e o tempo de floclulação na faixa de 20 a 40 min. O tempo de sedimentação foi mantido constante no valor de 30 min.

Nesta Etapa foram testados dois coagulantes inorgânicos; cloreto férrico e sulfato de alumínio e dois floclulantes orgânicos; Tanac SG (TANAC S.A) e Sulfloc 5000 (Grupo Guaçu). Os dois floclulantes orgânicos são a base de tanino o qual pode ser classificado como hidrolisáveis e não hidrolisáveis (Singleton & Kratzer, 1973). Os taninos hidrolisáveis por hidrólise ácida liberam ácidos fenólicos: gálico, caféico, elágico e um açúcar (Sgarbieri, 1996). O ácido tânico é um típico tanino hidrolisável, o qual é quebrado por enzimas ou de forma espontânea (Singleton & Kratzer, 1973).

Os taninos são caracterizados pela sua capacidade de se combinar com proteínas da pele animal inibindo o processo de putrefação, mais conhecido como processo de curtimento do couro (Deshpande et al., 1986). Também são considerados potentes inibidores de enzimas devido a sua complexação com proteínas enzimáticas (Naczka et al., 1994). Apresentam habilidade para interagir e precipitar proteínas como a gelatina, e aparentemente, responsáveis pela adstringência de muitas plantas (Strumeyer & Malin, 1975).

Os coagulantes foram testados com dosagens de 10 a 80 mg/L e os floclulantes orgânicos com dosagens de 5 a 50 mg/L.

4.3.1.3. Coagulação/Floclulação

Esta Etapa foi operada em dois regimes diferentes:

- Etapa I: o sistema de mistura utilizado foi o sistema de floclulação helicoidal conforme apresentado na Figura 7;
- Etapa II: Coagulação realizada a partir de um misturador rápido hidráulico construído a partir de canalizações com diâmetro externo de 25 mm na forma de "zig-zag" composto de 4 trechos retos de 13 cm e cinco curvas, seguido de floclulação mecanizada, conforme apresentado na Figura 7b.



(a)



(b)

Figura 7–Sistema de mistura da planta piloto para coagulação-floculação: (a) - Floculador Helicoidal (b) - Floculador de mistura mecânica.

A necessidade de mudança no sistema de mistura foi devido à baixa eficiência da floculação helicoidal conforme discutido no Capítulo 5 (Resultados).

4.3.1.4. Flotação

A unidade de flotação foi operada com vazão de 2,04 m³/h, já adicionada a taxa de reciclo de 20%, correspondendo a um TDH total nesta unidade de 33 min.

Os testes de separação sólido/líquido (coagulação/floculação + FAD) foram realizados iniciando às 8:00 h e finalizados às 12:00 h. Foram feitas 4 coletas durante cada teste para medição do parâmetro de turbidez, com intervalos de coleta de 30 min, sendo realizada a primeira às 10:00 h após o enchimento das unidades de coagulação-floculação e da flotação e garantia de vazão de alimentação estável, permitindo desta forma a obtenção de dados de qualidade do efluente final em regime estável de operação (*steady state*).

Na Tabela 9 são apresentados os resultados do teste de separação sólido/líquido realizado no dia 09/03/2015, para melhor entendimento.

Tabela 9 - Resultados do teste de flotação referente ao dia 09/03/2015 utilizando Tanac SG com dosagem de 50 mg/L.

Flotação 09-02-2015			
Turbidez (NTU)			
hora	LAT-B	clarificado	remoção turbidez (%)
10:00	339	30,1	91,1
10:30	352	26,6	92,4
11:00	341	35,8	89,5
11:30	335	26,9	92,0
Média			91,3 ± 1,3
pH inicial	Floculante	Dosagem	pH final
8,15	TANAC SG	50mg/L	8,29

4.3.2. Parâmetros de Avaliação do Desempenho das Unidades

No sistema de tratamento foram coletadas amostras nos seguintes pontos, sendo realizadas as seguintes análises de monitoramento do processo:

a) Esgoto Bruto

DBO₅; DQO; COT; Sólidos; NTK; Nitrogênio amoniacal; Fósforo total; Fosfato; Alcalinidade; Turbidez.

b) Efluente do reator UASB

DBO₅; DQO; COT; Sólidos; NTK; Nitrogênio amoniacal; Fósforo total; Fosfato; Alcalinidade; Turbidez.

c) Efluente das LAT

Clorofila - *a*; DBO₅; DQO; COT; Sólidos; NTK; Nitrogênio amoniacal; Fósforo total; Fosfato; Alcalinidade; Turbidez; Temperatura.

d) Efluente líquido do processo de flotação (clarificado).

Clorofila - *a*; DBO₅; DQO; COT; Sólidos; NTK; Nitrogênio amoniacal; Fósforo total; Fosfato; Alcalinidade; Turbidez.

e) Remoção da biomassa de algas no processo de flotação (lodo flotado).

Clorofila - *a*; Sólidos e Lipídios.

Foi dada ênfase às análises de sólidos, clorofila, fósforo, nitrogênio e matéria orgânica, com finalidade de identificação de correlação entre eles, avaliando a produtividade de microalgas, remoção de matéria orgânica e nutrientes.

As análises foram baseadas no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2003), exceto a análise de clorofila *-a*, baseada em Wetzel e Likens (2000) e a análise de lipídios, baseada em Bligh e Dyer (1959). As análises físicas e químicas foram realizadas no laboratório implantado na estação experimental do IPH, sendo os parâmetros temperatura, turbidez, oxigênio dissolvido, pH e radiação solar medidos no local do experimento.

A Tabela a seguir apresenta os parâmetros de monitoramento do processo e respectiva periodicidade de análise de cada um dos mesmos.

Tabela 10 - Tabela de análises, unidade e periodicidade dos parâmetros.

Parâmetro	Unidade	Periodicidade
pH	-	3 x por semana
Temperatura	°C	"On-line"
Sólidos Totais	mg/L	Semanal
Sólidos Suspensos	mg/L	Semanal
Sólidos Dissolvidos	mg/L	Semanal
Sólidos Voláteis	mg/L	Semanal
Sólidos Fixos	mg/L	Semanal
Turbidez	UNT	3 x por semana
Clorofila -a	mg/L	Semanal
Alcalinidade	mg/L de CaCO ₃	Semanal
DBO₅	mg/L de O ₂	Semanal
DQO	mg/L de O ₂	Semanal
Nitrogênio Total Kjeldahl	mg/L de N	Semanal
Nitrogênio Amoniacal	mg/L de N	Semanal
Fósforo Total	mg/L de P	Semanal
Fosfato	mg/L de P	Semanal
Oxigênio Dissolvido	mg/L	Perfil mensal
Radiação Solar	W/m ²	"On line"
COT	mg/L de C	Semanal
Lipídios	%	Verão

4.3.3. Análise de Dados

No desenvolvimento deste trabalho foram analisadas relações entre alguns parâmetros, descritos abaixo com o objetivo de identificar as condições operacionais do sistema proposto para a produção de biomassa energética e depuração de águas residuárias.

- a) Relação entre a variação do TDH e a produção de algas, estimada a partir da concentração de clorofila- *a* e SSV;
- b) Identificação da dosagem ótima de coagulantes (cloreto férrico e sulfato de alumínio) e floculantes (Sulfloc 5000 e Tanac sg) com base na relação entre turbidez, clorofila - *a* e ST para diferentes dosagens de coagulantes;
- c) Avaliação da remoção de matéria orgânica (DBO₅, DQO e COT), fósforo (fósforo total e fosfato) e nitrogênio (NTK, Nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato) pelo sistema de LAT juntamente com FAD.
- d) Identificação do efeito da sazonalidade sobre a produtividade de biomassa algal (SSV e clorofila- *a*)
- e) Relação entre volume tratado de efluente e produção de algas.

A análise estatística de dados foi verificada por Carta de Controle, usualmente chamada de Controle Estatístico de Processos (CEP), como sugerido por Montgomery, 1997.

A variabilidade dos dados foi avaliada através de análise de variância ANOVA, e teste de Tukey, considerando a significância de 5 %, o que permitiu a classificação dos parâmetros, de acordo com a diferença significativa entre os grupos, em ordem decrescente, sendo o grupo A o de maior valor seguindo a ordem alfabética.

Foram também utilizados diagramas de caixa para auxiliar na interpretação dos resultados.

Todos os dados foram processados pelo *software Minitab*.

5. RESULTADOS e DISCUSSÃO

Os resultados obtidos na etapa experimental foram analisados com vistas a identificação da remoção de matéria orgânica e nutrientes juntamente com a produção de microalgas nas LAT e remoção no sistema FAD. A operação dos sistemas foi dividida em duas etapas, caracterizadas pelo TDH de operação das LAT, conforme apresentado na Tabela 11.

Tabela 11 - Parâmetros básicos de operação do reator UASB e das lagoas de alta taxa.

	Etapa I			Etapa II	
	UASB	LAT- A	LAT- B	UASB	LAT- B
Período	03/2012 - 05/2013			03/2014 - 03/2015	
Tipo de Alimentação	Efluente sanitário bruto	Efluente sanitário bruto	Efluente do UASB	Efluente sanitário bruto	Efluente do UASB
Vazão (m³/h)	1,93± 0,2	1,93± 0,2	2,01± 0,2	1,8± 0,8	0,98 ± 0,2
TDH (dias)	0,40	3	3	0,42	6,1
Temperatura (°C)	26,3± 2,3	24,5± 5,0	24,7± 5,1	27,1± 3,1	23,9± 4,5

5.1. Avaliação de desempenho do reator UASB

Nas Etapas I e II foram analisadas as eficiências de remoção de diversos parâmetros do reator UASB, com valores de concentrações médias do afluente e efluente apresentados na Tabela 12.

Tabela 12 - Caracterização do afluente e efluente do reator UASB.

Parâmetro*	Etapa I		Etapa II	
	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
Alcalinidade	212,5± 59,9	216,1± 42,3	195,7 ±15,2	229,6±22,9
ST	432,7±183,9	323,5± 90,8	381,7 ± 56,6	325,9± 41,7
SSV	77,2± 28,3	24,0± 24,2	89,9 ± 39,9	30,7± 10,1
DBO	229,3±65,3	130,5±63,5	214,9±93,1	147,0±54,1
DQO	338,9 ±161,5	246,8±180,7	330,5 ±217,4	126,4±97,4
COT	-	-	71,9± 32,3	28,4± 5,8
NTK	43,1 ± 18,9	43,0±5,2	40,3± 13,7	36,3± 6,6
N-Amoniacal	22,7 ± 9,1	26,7± 9,1	26,4±11,7	32,3± 7,3
Pt	-	-	2,7 ± 1,4	2,63± 0,4
Fosfato	2,04 ± 1,1	2,72± 0,3	1,56 ± 0,6	2,47± 0,7

* valores expressos em mg/L

Os resultados indicam que o esgoto sanitário afluente ao reator UASB apresentou valores característicos de efluente diluído a médio, conforme classificação apresentada por Metcalf e Eddy (2003). O desvio padrão também indicou elevada variação temporal dos parâmetros analisados devido provavelmente a ocorrência de chuvas na área.

O reator UASB foi utilizado como etapa de pré-tratamento do efluente sanitário, auxiliando na retenção de sólidos sedimentáveis, reduzindo o acúmulo de sólidos no fundo das LAT. Os valores médios de remoção do reator estão apresentados na Tabela 13.

Tabela 13 - Valores médios de remoção no UASB durante a Etapa I e II

	Etapa I						
	ST	SSV	DBO ₅	DQO	NTK	N-amoniacoal	Fosfato
Remoção média (%)	21,7±16,3	69,7±14,3	46,3±18,9	66,1±18,5	-1,5±7,2	-45,3±22,4	-90,0±20,5
	Etapa II						
	ST	SSV	DBO ₅	DQO	NTK	N-amoniacoal	Fosfato
Remoção média (%)	23,0± 7,8	59,7± 20,3	40,0±18,8	61,5± 15,7	1,4± 6,4	-39,3± 18,3	-102,1± 24,7

Conforme a Tabela 13 pode-se visualizar a eficiência de remoção do reator UASB, obtendo valores próximos dos apresentados pela literatura (Monteggia et al, 2005 ; Tessele et al, 2004; Tessele, 2011; Vieira et al, 1994). A remoção de matéria orgânica (DBO₅ e DQO) ocorre devido à depuração desta pelos microrganismos localizados na manta de lodo, ocorrendo a conversão da matéria orgânica em gases e síntese de novas células de bactérias.

A remoção negativa de N-amoniacal é devido ao processo de amonificação, o qual consiste na quebra de proteínas e aminoácidos através das bactérias, transformando o nitrogênio orgânico em N-amoniacal, o mesmo acontecendo com o fosfato, pois processos de digestão anaeróbia resultam na produção de biogás, deixando na solução aquosa subprodutos como amônia, sulfetos e fosfatos.

Para as LAT a vantagem de ser precedida por reator anaeróbio é a elevação na concentração de N-amoniacal, pois nas lagoas poderá ocorrer a conversão do N-amoniacal em nitrito e nitrato, o qual é mais facilmente fixado pelas microalgas.

A verificação estatística dos dados foi realizada pela correlação da eficiência de remoção do reator UASB para a Etapa I e II, já que este foi operado com TDH mais elevado durante a Etapa II. A análise estatística evidencia que não há diferença significativa na eficiência de remoção apresentada pelo reator UASB entre a Etapa I e II ($p > 0,05$).

Na Tabela 14 são apresentados os valores de p encontrados para relação de cada parâmetro.

Tabela 14 - Valor de p correlacionando os valores de remoção do reator UASB durante a Etapa I e II

Parâmetro	Valor de p
Alcalinidade	0,96
ST	0,75
SSV	0,06
DBO₅	0,17
DQO	0,36
NTK	0,77
N-amoniacal	0,77
Fosfato	0,88

Conforme a Tabela 14 não há diferença significativa entres os resultados apresentados pelo UASB durante a Etapa I e II, porém a análise de SSV apresenta um p muito próximo ao limite, caso a significância fosse um pouco mais elevada seria avaliado significativamente diferente.

5.2. Análise da produtividade de microalgas nas LAT na Etapa I.

Os parâmetros empregados para análise da produtividade de biomassa de algas na Etapa I foram baseados nos resultados de SSV e clorofila-*a*, juntamente com a análise estatística para auxiliar na interpretação dos dados.

A Figura 8 apresenta valores de concentração de SSV e clorofila-*a* para as duas lagoas.

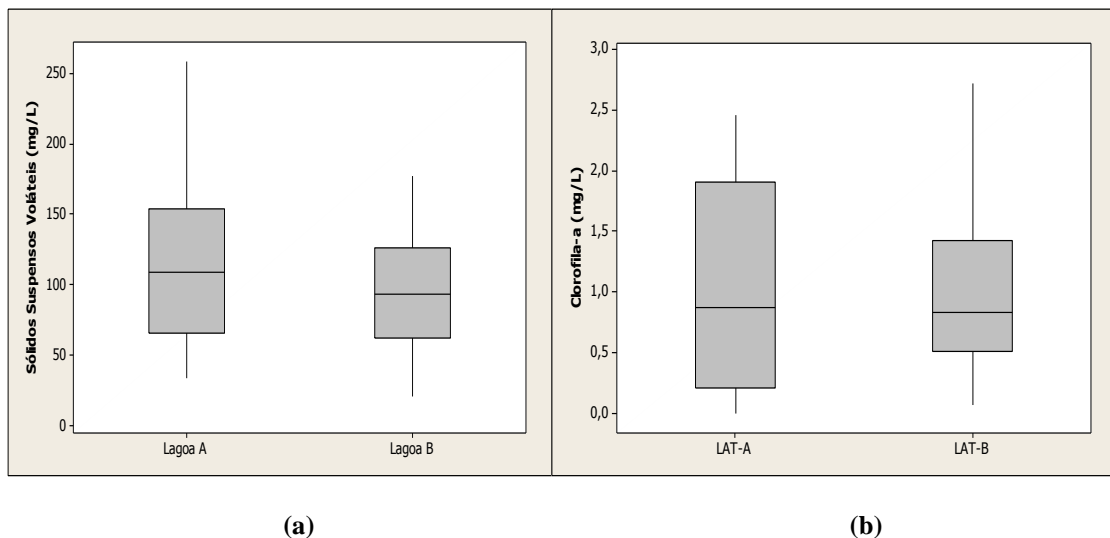


Figura 8 - Valores da concentração de SSV(a) e Clorofila-*a*(b) nas LAT durante a Etapa I.

As duas lagoas apresentaram comportamentos similares para concentração de clorofila-*a*, com valores da mediana LAT-A = 0,874, LAT-B = 0,860 e média LAT-A = $1,05 \pm 0,8$ mg/L, LAT-B = $1,02 \pm 0,7$ mg/L, não havendo diferença entre os dados de concentração de clorofila-*a* para as duas lagoas ($p=0,794$).

Os dados de SSV das lagoas durante a Etapa I apresentam valor médio na LAT- A de $107,1 \pm 46,2$ mg/L e na LAT- B de $90,8 \pm 44,1$ mg/L, com medianas de 104 e 88mg/L, para LAT- A e LAT- B, respectivamente. A análise estatística indicou que não há diferença significativa entre os valores de concentração de sólidos suspensos voláteis entre as lagoas ($p=0,263$).

Ao final da Etapa I, os experimentos foram interrompidos para manutenção das lagoas, entre os quais, a remoção dos sólidos acumulados no fundo da LAT- A.

Como foi verificado que não há diferença significativa na produção de biomassa de algas na Etapa I, foi decidido alimentar as duas LAT com efluente do reator UASB, para minimizar o acúmulo de sólidos e garantir condições de alimentação similares nas mesmas.

Na Etapa II, a avaliação da produção de biomassa de algas foi realizada apenas na LAT- B, sendo a LAT A operada sob o mesmo regime hidráulico, porém com cultivo de macrófitas flutuantes a partir de agosto de 2014, desta forma decidiu-se não analisar esta lagoa por não ser o foco desta dissertação.

5.3. Influência do TDH na produção de microalgas na LAT-B

A influência do TDH na produção de algas foi avaliada pelos parâmetros SSV e clorofila-*a*, mediante comparativo de valores médios obtidos na Etapa I e Etapa II, conforme apresentado na Figura 9.

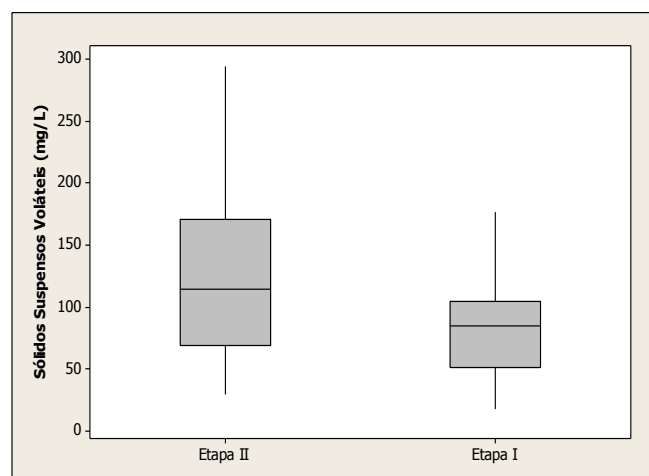


Figura 9 - Valores da concentração de SSV na LAT-B para Etapa I e II.

A Figura 9 mostra os valores médios de SSV para Etapa I de $90,8 \pm 44,1$ mg/L e para Etapa II de $125,6 \pm 68,1$ mg/L. A análise estatística confirmou que há diferença significativa nos dados ($p=0,014$) sendo mais elevada durante a Etapa II.

Na Tabela 15 estão apresentados os valores de SSV e a produtividade de biomassa em função do TDH para a LAT-B.

Tabela 15 - Valores médios da produtividade de biomassa para Etapa I e II.

	Etapa I	Etapa II
Média (mg/L)	$90,7 \pm 44,1$	$125,6 \pm 68,3$
Máximo (mg/L)	177,00	294,29
Mínimo (mg/L)	18,00	30,00
Q (m³/h)	2,0	0,98
Biomassa (g/(m²·d))	$9,1 \pm 4,4$	$6,2 \pm 3,4$

Na lagoa operada com TDH de 6,1 dias, a concentração de SSV atingiu valor médio de $125,6 \pm 68,3$ mg/L, e quando operada com TDH de 3 dias a concentração de SSV sofreu decréscimo atingindo valor médio de $90,7 \pm 44,1$ mg/L. Porém a produtividade de biomassa por unidade de área e tempo, quando a LAT foi operada com TDH mais baixo (3 dias), apresentou valor médio de $9,1 \pm 4,4$ g/(m²·d) o qual foi mais elevado que o obtido para TDH de 6,1 dias, o qual atingiu o valor de $6,2 \pm 3,4$ g/(m²·d).

A concentração de SSV apresentou variação acentuada durante o ano, devido a diversos fatores, principalmente temperatura e radiação solar. Durante o período de transição do inverno para a primavera (meses de setembro e outubro) ocorreu o aparecimento de predadores de algas (durante 2 semanas aproximadamente), reduzindo a concentração destas, tanto na Etapa I quanto na Etapa II.

A clorofila-*a* pode auxiliar na interpretação da concentração de microalgas já que consiste em elemento essencial das células de organismos fotossintetizantes.

A concentração de clorofila-*a* sofreu variações ao longo do ano, assim como os SSV. A Tabela 16 permite visualizar os valores de concentração para a LAT-B.

Tabela 16 - Valores de médias da Clorofila-*a* para diferentes valores de TDH na LAT-B.

	Etapa I	Etapa II
Média (mg/L)	1,02± 0,7	1,52± 1,1
Máximo (mg/L)	2,72	4,85
Mínimo (mg/L)	0,07	0,01

A análise estatística comprovou que há diferença significativa entre os dados da concentração de clorofila-*a* para as Etapas I e II ($p=0,016$), sendo mais elevada durante a Etapa II.

Durante a operação e análise de dados do experimento foi evidenciado baixas concentrações de clorofila-*a* na transição do inverno para a primavera (08/10 a 21/10) apresentando média de $0,389 \pm 0,05$ mg/L para Etapa I e $0,641 \pm 0,07$ mg/L para Etapa II, devido ao aparecimento de predadores. Observou-se ainda um pico entre o mês de maio e junho na Etapa II ($1,955 \pm 0,35$ mg/L), devido a temperaturas na faixa de 30 °C e radiação solar em torno de 700 W/m² nos horários de pico (12:00-15:00), gerando um ambiente propício a elevada produtividade de algas. Entretanto a radiação solar e a temperatura apresentam valores decrescentes a partir de junho, assim como a concentração de microalgas.

A clorofila-*a* corresponde a cerca de 1 % a 2 % do peso total das microalgas, desta forma fez-se o cálculo da produção de biomassa de algas a partir deste parâmetro.

Tabela 17 - Cálculo da produção de biomassa a partir da clorofila-*a* para a LAT-B.

Período	Parâmetro	Porcentagem da clorofila- <i>a</i> em massa		
		1%	1,5%	2%
Etapa I	Concentração (mg/L)	96,4 ± 70,6	64,3 ± 47,1	48,2 ± 35,2
	Biomassa (g/(m ² ·d))	9,6 ± 7,0	6,4 ± 4,7	4,8 ± 3,5
Etapa II	Concentração (mg/L)	154,2 ± 108,5	102,8 ± 72,3	77,1 ± 54,2
	Biomassa (g/(m ² ·d))	7,7 ± 5,3	5,1 ± 3,5	3,9 ± 2,8

Os valores obtidos para a produção de biomassa a partir da clorofila-*a* são similares aos valores obtidos pela análise de SSV (9,1 ± 4,4 mg/L para Etapa I e 6,2 ± 3,4 mg/L para a Etapa II).

É observado também que a concentração de clorofila-*a* e SSV seguem a mesma tendência, obtendo valores mais elevados durante o período da primavera (setembro - dezembro) e verão (dezembro - março), com valores máximos nos meses de primavera. A análise de sazonalidade foi discutida no item 5.6, que será apresentado mais a frente.

5.4. Avaliação da remoção de matéria orgânica e nutrientes.

Neste tópico foi analisada a remoção de matéria orgânica (DBO₅ e DQO) e nutrientes (Fósforo e Nitrogênio), mediante comparativo entre as Etapas I e II.

5.4.1. Avaliação da remoção de matéria orgânica para LAT-B

A avaliação de matéria orgânica foi realizada a partir dos parâmetros de DBO₅ e DQO para a LAT-B, comparando a eficiência de remoção da Etapa I e II.

➤ Comparativo DBO₅:

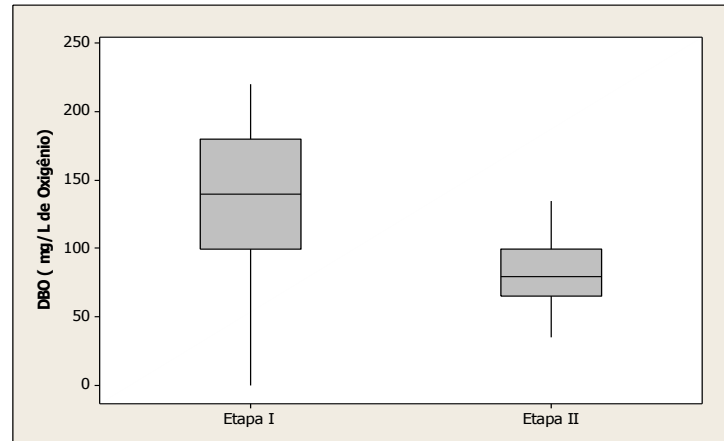


Figura 10 - Comparativo dos valores de concentração da DBO na LAT-B para Etapa I e II.

O gráfico 10 permite inferir que há uma maior concentração média de DBO₅ durante a Etapa I (123 ± 53 mg/L de O₂), quando comparado a Etapa II (79 ± 23 mg/L de O₂). A análise estatística afirma que há esta diferença significativa nos dados de DBO₅ ($p < 0,001$), sendo a concentração da DBO₅ mais elevada em menor valor de TDH (Etapa I).

Na Figura 11 é apresentada a eficiência de remoção da DBO.

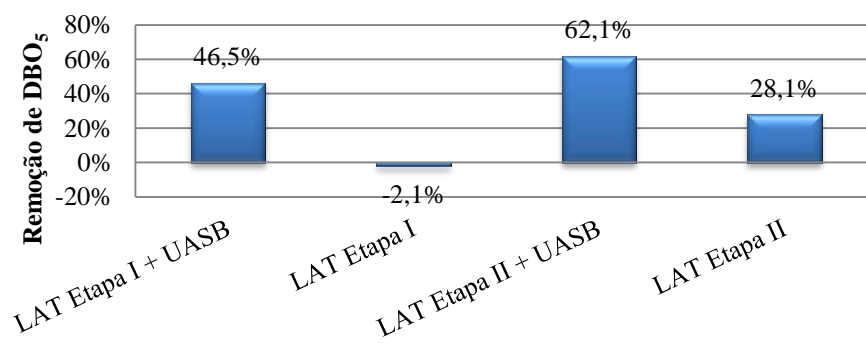


Figura 11 - Remoção da DBO no sistema de tratamento UASB + LAT- B nas Etapas I e II.

É possível visualizar que operando as LAT em menores valores do TDH há menor remoção da DBO₅ (remoção negativa) provavelmente relacionado a geração de matéria orgânica a partir da conversão do carbono inorgânico em células de microalgas.

Na Etapa II, ocorre remoção positiva de DBO₅ na LAT-B, (maior TDH), possibilitando maior tempo de contato entre o afluente, bactérias e algas, permitindo maior degradação da matéria orgânica afluente.

➤ **DQO:**

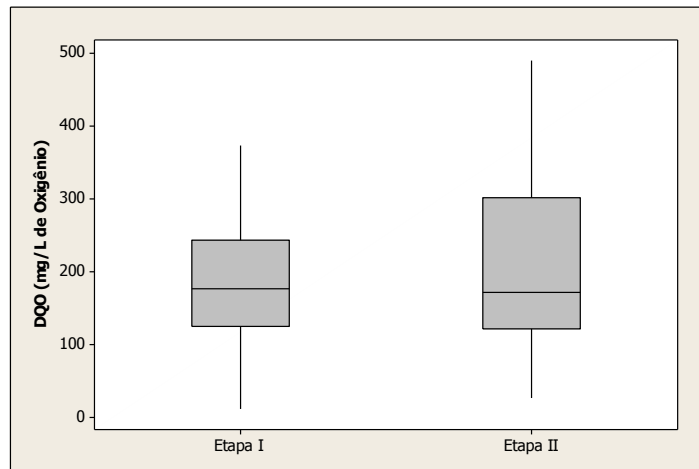


Figura 12 - Comparativo dos valores de concentração da DQO na LAT-B para Etapa I e II.

A Figura 12 apresenta a concentração da DQO observada na LAT-B, com valor médio na primeira Etapa de 192 ± 166 mg/L e na segunda Etapa de 209 ± 123 mg/L e medianas de 165 mg/L e 171 mg/L, respectivamente.

A análise estatística verifica que não há diferenças significativas na remoção da DQO entre as Etapas ($p=0,568$).

Na Figura 13 é apresentada a remoção da DQO pelos sistemas, o que permite melhor interpretação dos dados.

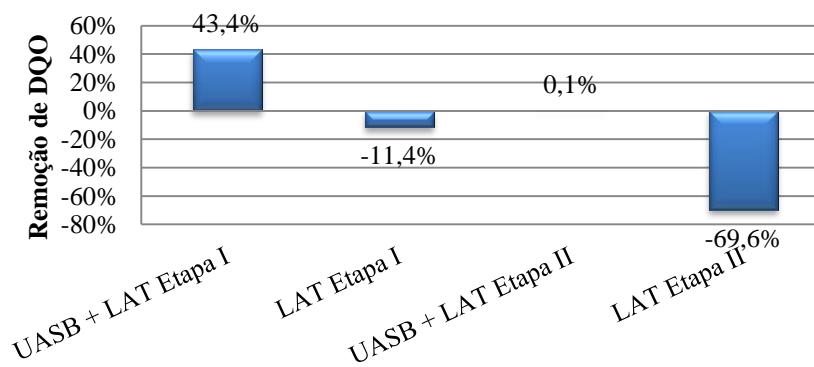


Figura 13 - Remoção da DQO no sistema de tratamento UASB + LAT- B nas Etapas I e II.

Conforme a Figura 13 há aumento na concentração de DQO na LAT-B, devido a conversão de carbono inorgânico em biomassa de algas. A presença de matéria orgânica avaliada pelo parâmetro DQO indica maior concentração de biomassa de algas diferente da análise de DBO que permite avaliar apenas a matéria orgânica dissolvida de fácil biodegradação.

Neste sistema de LAT alimentada com efluente de reator UASB ocorre a elevação da concentração de SSV, DQO e clorofila-*a*, devido principalmente a geração de algas, como apresentado na Tabela 18.

Tabela 18 - Valores médios do reator UASB e LAT-B para Etapa II.

Parâmetro*	UASB	LAT
DQO	126,4± 97,4	209,1 ± 123,3
SSV	30,7± 10,1	125,6 ± 68,3
Clorofila- <i>a</i>	-	1,54 ± 1,1

*Dados em mg/L

5.4.2. Avaliação da remoção de nutrientes na LAT-B

A avaliação da remoção de nutrientes foi realizada pelos parâmetros nitrogênio (NTK, N-amoniaco, nitrogênio orgânico, nitrato e total) e fósforo (total e ortofosfato).

➤ NTK:

As concentrações médias de NTK durante a Etapa I e II foram de $31,5 \pm 11,2$ mg/L e $18,3 \pm 6,9$ mg/L, respectivamente, os quais apresentam diferença significativa ($p < 0,001$).

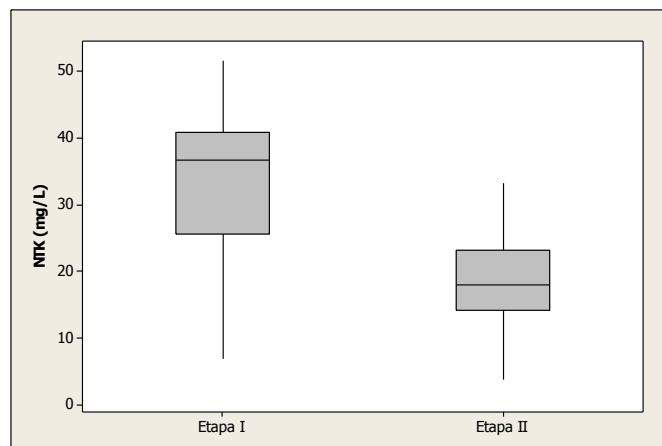


Figura 14 - Comparativo dos valores de concentração do NTK na LAT-B para Etapa I e II.

É possível afirmar que a remoção do NTK é maior durante a Etapa II, operando a lagoa com TDH de 6,1 dias, porém a maior parcela removida de NTK é referente a volatilização de uma parcela do N-amoniaco, conforme discutido mais a frente.

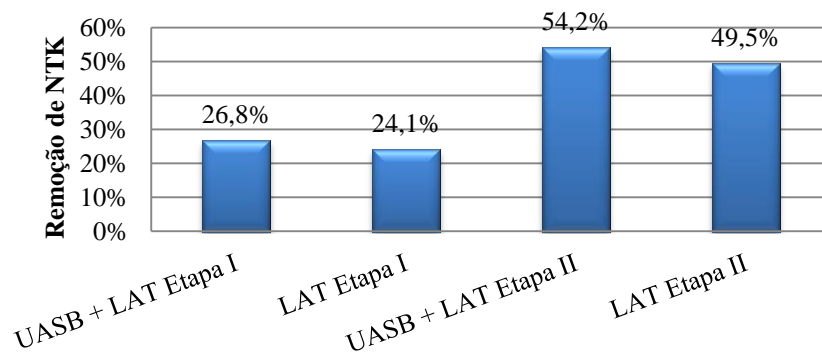


Figura 15 - Remoção de NTK no sistema de tratamento UASB + LAT- B nas Etapas I e II..

A Figura 15 mostra ainda que a remoção de NTK das lagoas juntamente com o reator UASB é levemente superior à remoção somente das lagoas, devido a baixa eficiência de remoção no reator anaeróbio, pois este remove apenas uma pequena parcela que é utilizada para a geração de novas células de microrganismos, que ficam retidas dentro do reator.

➤ Nitrogênio Orgânico

A Figura 16 apresenta valores das concentrações de nitrogênio orgânico, obtendo média de $21,6 \pm 7,5$ mg/L na Etapa I e de $14,7 \pm 7,5$ mg/L na Etapa II. A análise estatística mostra que há diferença significativa entre os dados de concentração de nitrogênio orgânico ($p=0,001$).

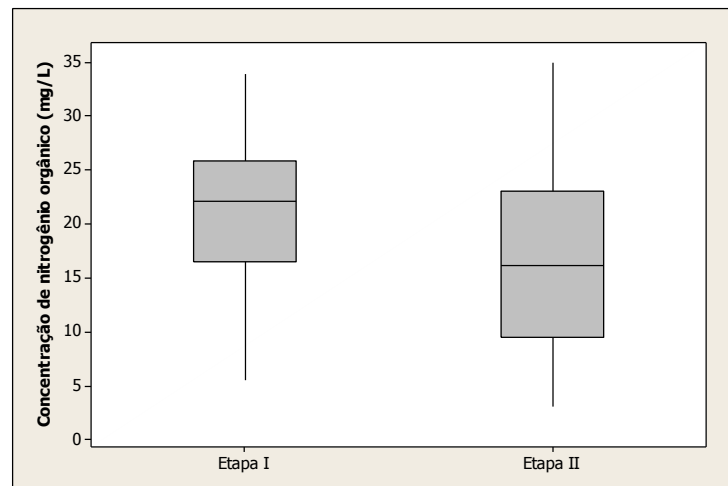


Figura 16 - Valores da concentração de nitrogênio orgânico obtidos na LAT-B.

A menor concentração de nitrogênio orgânico observado na Etapa II foi atribuída ao maior tempo de permanência do efluente na lagoa, permitindo maior degradação de compostos orgânicos (proteínas) com geração de intermediários tais como o nitrogênio amoniacal.

Na Figura 17 é apresentada a eficiência de remoção de nitrogênio orgânico.

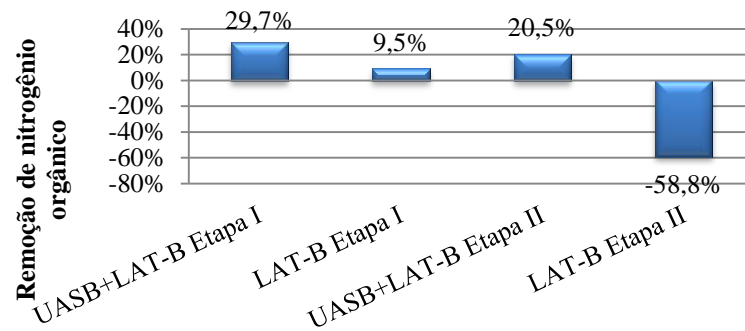


Figura 17 - Remoção de nitrogênio orgânico no sistema de tratamento UASB + LAT-B nas Etapas I e II.

Na Etapa I há remoção do nitrogênio orgânico na lagoa e no sistema (reator UASB + lagoa) devido a depuração da matéria orgânica. A remoção na lagoa é negativa na Etapa II, a qual foi atribuída ao maior tempo de permanência do efluente na lagoa, permitindo a conversão do N-amoniaco em nitrato e a sorção do nitrato pelas algas, elevando a concentração de nitrogênio orgânico.

➤ **Nitrogênio Amoniacal:**

Os valores apresentados no gráfico da Figura 18 indicam que a concentração média de nitrogênio amoniacal na Etapa I foi de $15,0 \pm 8,9$ mg/L e na Etapa II atingiu valor médio de $7,2 \pm 3,4$ mg/L, os quais apresentam diferença significativa ($p < 0,001$) entre si.

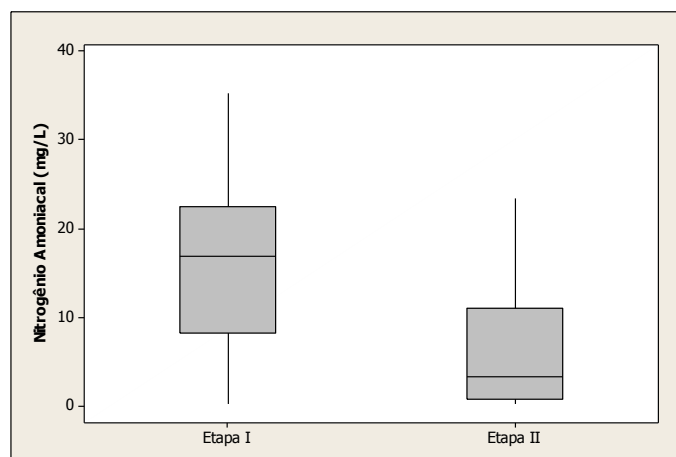


Figura 18 - Valores da concentração de nitrogênio amoniacal obtidos na LAT-B.

A menor concentração de N-amoniaco observada na Etapa II foi atribuída a maior oportunidade de volatilização nesta Etapa devido ao maior tempo de permanência do efluente líquido na lagoa e a conversão em nitrito e nitrato e posterior geração de biomassa.

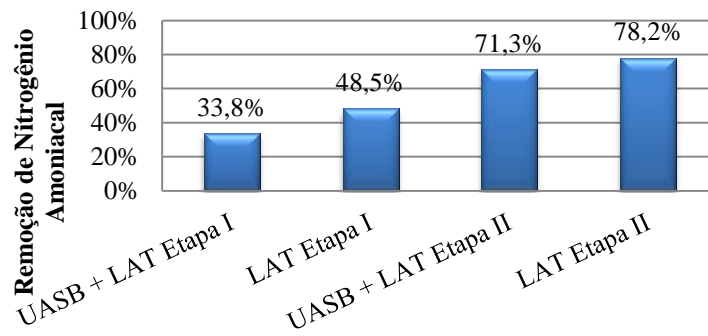


Figura 19 - Remoção de nitrogênio amoniacoal no sistema de tratamento UASB + LAT-B nas Etapas I e II .

A remoção do nitrogênio amoniacoal no sistema de tratamento foi devida principalmente a conversão e volatilização ocorridas na lagoa. No reator UASB ocorreu conversão de nitrogênio orgânico em amoniacoal, o que explica a menor eficiência de remoção do sistema.

Os resultados obtidos nesta pesquisa demonstraram que a remoção de nitrogênio amoniacoal é mais elevada na LAT-B quando comparado ao sistema UASB + LAT-B, pois no reator UASB ocorre a conversão do nitrogênio orgânico em amoniacoal.

➤ Nitrato

O nitrato ocorre no esgoto sanitário em baixas concentrações devido a limitações na concentração de oxigênio dissolvido ao longo da rede coletora de esgotos. No presente caso foram observadas concentrações médias de $0,23 \pm 0,07$ mg/L na Etapa I e $0,29 \pm 0,09$ mg/L na Etapa II. Valores similares foram medidos no efluente do reator UASB ($0,21 \pm 0,06$ mg/L na Etapa I e $0,17 \pm 0,06$ mg/L na Etapa II). Este comportamento é devido a ausência de oxigênio dissolvido em reatores anaeróbios.

Entretanto na LAT ocorre aumento da concentração de nitrato, devido a conversão do N-amoniacoal provindo do reator UASB na sua forma mais oxidada, apresentando valor médio na Etapa I de $2,21 \pm 1,8$ mg/L e $5,74 \pm 2,7$ mg/L na Etapa II.

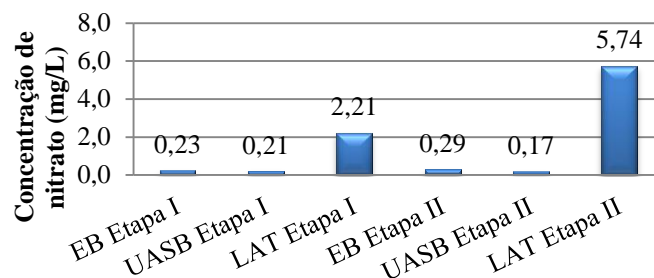


Figura 20 - Valores da concentração de nitrato nas Etapas I e II.

As concentrações mais elevadas de nitrato na LAT-B durante a segunda Etapa foi atribuído ao maior tempo de permanência do efluente na lagoa, possibilitando valores mais elevados na conversão de N-amoniaco em nitrato.

Durante a operação e análise dos parâmetros das LAT constatou-se a presença de nitrito nas lagoas, o qual é um intermediário da conversão biológica do N-amoniaco em nitrato. Entretanto o nitrito ocorreu de forma aleatória e em baixas concentrações nas LAT ($0,82 \pm 0,3$ mg/L para Etapa I e $0,76 \pm 0,6$ mg/L para a Etapa II), sendo padrões de potabilidade de até 1,0 mg/L. Em meios aeróbios o nitrito é instável convertendo-se facilmente em nitrato, desta forma ao ser lançado em um corpo hídrico oxigenado pode ser convertido em nitrato e utilizado pelos microorganismos do manancial, desta forma este não será analisado.

➤ Remoção do Nitrogênio Total

O nitrogênio total é o resultado da soma do NTK, nitrito e nitrato, durante a Etapa I obteve-se valor médio de $34,0 \pm 12,7$ mg/L e na Etapa II de $23,8 \pm 9,6$ mg/L na LAT-B. Na Figura 21 é apresentada a remoção de nitrogênio total, obtendo valores de remoção mais elevados durante a Etapa II ($p < 0,001$).

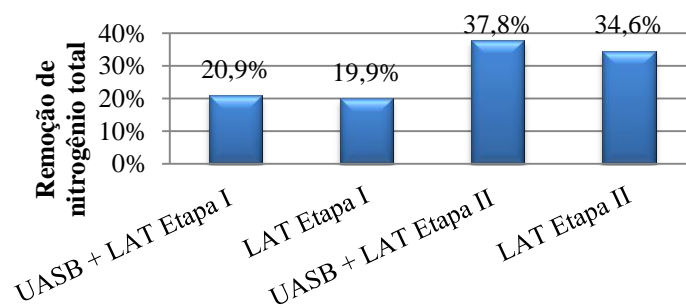


Figura 21 - Remoção de nitrogênio total no sistema de tratamento UASB + LAT-B nas Etapas I e II .

Os valores de remoções mais elevados durante a Etapa II são concedidos ao maior tempo de permanência do efluente na lagoa, possibilitando remoção mais elevada do nitrogênio total, através principalmente da volatilização do N-amoniaco.

Para melhor compreensão é apresentado na Figura 22 o ciclo do nitrogênio no sistema de tratamento.

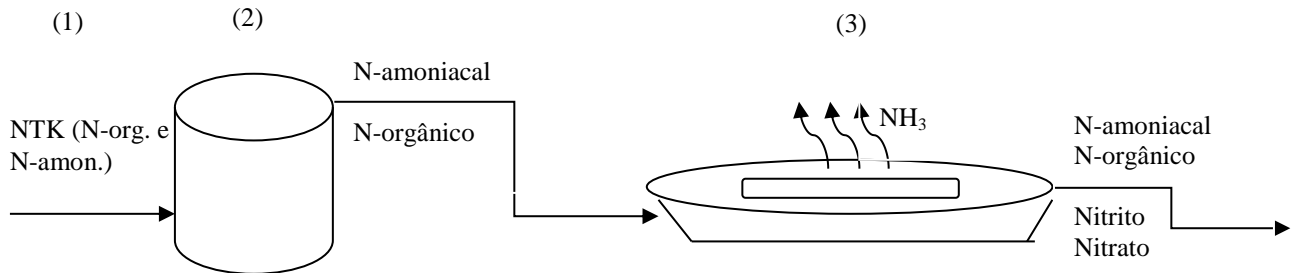


Figura 22 - Ilustração do ciclo do nitrogênio no sistema de tratamento.

No estágio (1) tem-se o efluente sanitário bruto alimentando o reator UASB, apresentando concentrações elevadas de NTK (nitrogênio orgânico e amoniacal) e concentrações variadas e baixas concentrações. No estágio (2), dentro do reator UASB, ocorre a amonificação, convertendo parte do nitrogênio orgânico em amoniacal. No estágio (3) o N-amoniacal pode ser convertido em nitrito e nitrato através das bactérias, onde o nitrato tem a chance de ser sorvido pelas algas para a geração de novas células, convertendo o N-amoniacal em nitrogênio orgânico. Na LAT é possível também que ocorra a volatilização de parte do N-amoniacal (amônia), devido ao elevado pH que as lagoas podem apresentar em horários típicos entre 11:00 h e 17:00 h.

➤ Fósforo total

Os dados da Etapa I não foram analisados devido a diversos problemas com a análise do fósforo total, desta forma são apresentados os valores de concentrações de fósforo total da Etapa II na Figura 23.

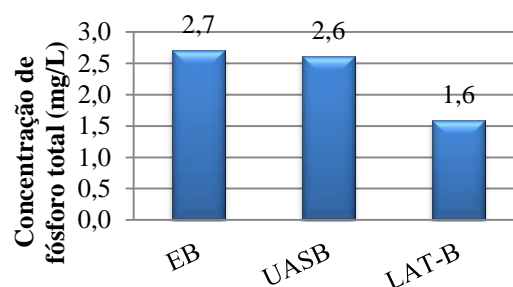


Figura 23 - Valores da concentração de fósforo total na Etapa II.

A remoção de fósforo total na lagoa (38,5 %) ocorreu provavelmente devido a precipitação do fósforo mediante reação com metais presentes no efluente, como o ferro, formando fosfato férrico (FePO₄).

A concentração de fósforo total do esgoto bruto (afluente do reator UASB) e do efluente do reator UASB não apresentaram diferença significativa ($p=0,533$), porém quando comparadas com a concentração do efluente da LAT-B obteve-se diferença significativa ($p<0,001$).

➤ Fosfato

Obteve-se valor médio para a concentração de fosfato na LAT de $1,7 \pm 0,7$ mg/L na Etapa I e $1,4 \pm 0,4$ mg/L na Etapa II. A Figura 24 apresenta a remoção de fosfato na LAT e no sistema de UASB + LAT.

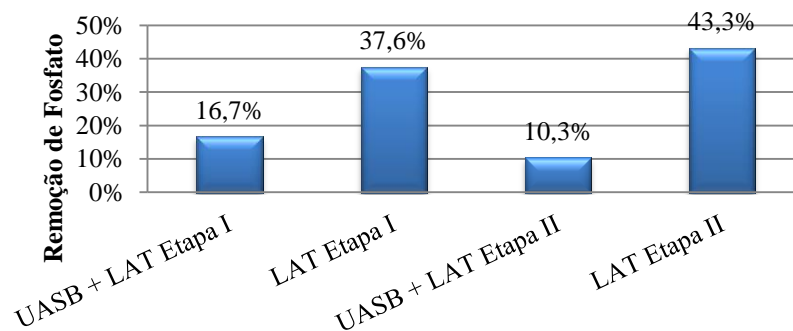


Figura24 - Remoção de fosfato no sistema de tratamento UASB + LAT-B nas Etapas I e II .

A análise estatística confirma que a remoção de fosfato foi mais elevada na LAT- B durante a Etapa II ($p<0,001$) bem como quando comparada com a remoção observada no sistema (UASB + LAT) devido a liberação de fosfato no reator UASB resultante da degradação da matéria orgânica.

5.5. Eficiência do sistema de flotação quimicamente assistida.

A avaliação da eficiência dos coagulantes/floculantes foi baseada nos parâmetros turbidez, SSV, clorofila-*a*, DQO, DBO e nutrientes.

Na execução dos testes de jarros (dosagens de coagulantes/floculantes e pH), foi observado que o pH neutro conduziu a melhor remoção de turbidez, porém os floculantes orgânicos (sulfloc 5000 e Tanac SG) e o coagulante inorgânico cloreto férrico também apresentaram eficiências em pH elevado (8-9) similares as apresentadas em pH neutro.

5.5.1. Tipos de coagulantes/floculantes utilizados na pesquisa.

Na Tabela 19 são apresentados os coagulantes e floculantes utilizados para o processo de separação sólido/líquido e respectivos valores de concentração testados:

Tabela 19 - Floculantes e coagulantes utilizados na Etapa I e II.

Etapa I	
Floculante/Coagulante	Concentração (mg/L)
(Al ₂ (SO ₄) ₃)	70
(Al ₂ (SO ₄) ₃)	50
FeCl ₃	30
FeCl ₃	20
(Sulfloc 5000)	50
Etapa II	
Floculante/Coagulante	Concentração (mg/L)
Tanac SG	30
Tanac SG	50
FeCl ₃	40
FeCl ₃	20

Os valores da concentração dos coagulantes e floculantes apresentadas na Tabela 19 foram obtidas a partir dos resultados dos testes de jarros, que se encontram no anexo A1 deste trabalho.

5.5.2. Efeito do pH na separação sólido/líquido.

A avaliação do efeito do pH nos testes de jarros levou em conta a variação natural do pH que ocorre nas lagoas de estabilização ao longo do dia. Para tanto, foi realizado mensalmente perfil diário de parâmetros de qualidade na LAT- B ao longo de um ano, exceto nos meses de janeiro, março e maio.

A Tabela 20, referente ao mês de outubro de 2012, demonstra a significativa variação dos parâmetros oxigênio dissolvido, pH e Redox no período de incidência da radiação solar na LAT- B. As Tabelas referentes aos demais meses estão apresentados no anexo 2.

Tabela 20 - Perfil do mês de outubro de 2012 da LAT-B.

18-10-2012				LAT-B				
Hora	Rad. Sol.	Temp. Ar	Condição do tempo	Temp.	O.D. LAT-B	O.D. Sat.	pH	Redox
hh:mm	(W/m ²)	(°C)		(°C)	(mg/L)	(%)		(mV)
05:45	0,00	14	céu aberto	20,20	0,32	3,30	7,52	-30,6
06:30	115	15	Ensolarado	19,4	0,72	7,9	7,74	-32,7
07:30	420	18	Ensolarado	19,5	4,81	52,4	7,88	-40,9
08:30	615	19	Ensolarado	20,2	11,12	122,7	8,28	-64
09:30	837	21	Ensolarado	21,9	>22	>250	9,05	-108,8
10:30	961	21	Ensolarado	23,4	>22	>250	9,31	-124,5
11:30	1034	23	Ensolarado	25,2	>22	>250	9,43	-132,2
12:30	1044	23	Ensolarado	26,4	>22	>250	9,49	-136
13:30	971	24	Ensolarado	28,9	>22	>250	9,48	-136,5
14:30	627	25	Ensolarado	28,5	>22	>250	9,47	-136
15:30	394	25	Ensolarado	29,5	>22	>250	9,43	-133,9
16:30	33	22	Ensolarado	28,7	>22	>250	9,34	-128,2
17:30	0	20	Ensolarado	27,9	15,93	203,2	9,16	-117,5
18:30	0	19	Ensolarado	26,8	10,58	132,3	8,98	-106,2
19:30	0	18	Céu aberto	25,4	4,53	55,3	8,58	-82,7
20:00	0	18	Céu aberto	24,9	2,49	30,0	8,41	-72,7
20:15	0	18	Céu aberto	24,6	1,45	17,4	8,32	-66,9

Ficou evidente que no decorrer do dia ocorre elevação significativa do pH, atingindo valores máximos no intervalo entre 12:00 -17:00 h, como são apresentados no anexo A2.

A análise dos perfis do pH na LAT- B indicou a conveniência de realização dos testes de flotação quimicamente assistida no turno da manhã, para minimizar a necessidade de adição de ácido para o controle do pH, especialmente para o caso do sulfato de alumínio, já que este apresentou eficiência reduzida quando utilizado em pH elevado (acima de 9,0), como pode ser visto nos resultados obtidos no anexo 1.

5.5.3. Análise do desempenho da flotação quimicamente assistida aplicada ao efluente da LAT- B.

As tabelas com os valores de remoção dos parâmetros analisados estão apresentadas no anexo 3, identificadas para cada um dos floculantes e coagulantes utilizados e a respectiva Etapa.

O parâmetro básico de monitoramento do desempenho da flotação foi a turbidez, da qual se tem uma resposta quase imediata, sendo realizada ao decorrer do teste, o que permitiu melhor controle do sistema.

➤ Remoção de turbidez

❖ Etapa I

Na Etapa I, o emprego do cloreto férrico nas dosagens de 20 mg/L e 30 mg/L resultaram em valores mais elevados de remoção de turbidez, não havendo diferença significativa entre os resultados para as dosagens testadas ($p > 0,299$).

Tabela 21 - Remoção de turbidez por FAD aplicada no efluente da LAT- B - Etapa II.

Parâmetro	Remoção Turbidez (%) - Etapa I				
	Cloreto Férrico 20 mg/L	Cloreto Férrico 30 mg/L	Sulfato de Alumínio 50 mg/L	Sulfato de Alumínio 70 mg/L	Sulfloc 5000 50 mg/L
Turbidez	74,2 ± 4,2 ^a	72,4 ± 4,0 ^a	17,8 ± 2,9 ^c	20,5 ± 4,1 ^c	49,5 ± 3,9 ^b

As análises de remoção dos parâmetros referentes ao sulfato de alumínio com concentrações de 70 mg/L não foram realizadas, desta forma ele não será avaliado. Não houve execução de novos testes com este coagulante devido as baixas remoções apresentadas por ele, quando comparado aos outros produtos químicos.

❖ Etapa II

Na Etapa II o coagulante sulfato de alumínio e o floculante Sulfloc 5000, que apresentaram baixa eficiência de turbidez, foram substituídos pelo coagulante/floculante Tanac sg, com valores de eficiência média apresentados na Tabela 22, juntamente com os resultados obtidos pelo cloreto férrico.

Tabela 22 - Remoção de turbidez por FAD aplicada no efluente da LAT- B - Etapa II.

Remoção Turbidez (%) - Etapa II				
Cloreto Férrico 20 mg/L	Cloreto Férrico 40 mg/L	Tanac 30 mg/L	Tanac 50 mg/L	Valor de <i>P</i>
72,4 ± 2,7 ^c	85,0 ± 2,2 ^b	84,3 ± 2,5 ^b	91,3 ± 2,1 ^a	<0,001

É necessário salientar que somente o cloreto férrico com dosagem de 40 mg/L alterou significativamente o pH com valor final na faixa ácida (6,0). Na Etapa II ocorreu maior remoção de turbidez quando foi utilizado o Tanac sg com concentrações de 50 mg/L, confirmado através da análise estatística.

Os dados obtidos a partir da remoção de turbidez apresenta a eficiência dos coagulantes/floculantes, a partir destes resultados é possível realizar uma análise econômica dos custos de cada coagulante/floculante, porém este tópico não está contemplado nos objetivos específicos desta dissertação.

O emprego do floculante Tanac sg apresenta vantagens adicionais como a possibilidade de utilização do lodo gerado para outros fins tais como a produção de energia ou uso agrícola.

A recuperação de nutrientes é um fator importante, pois quando utiliza-se coagulantes inorgânicos o uso do lodo resultante da FAD tem aplicações limitadas, devido a presença de sais de ferro ou alumínio, os quais requerem estudos mais detalhados para sua disposição final. Já o lodo de microalgas proveniente da separação por floculantes orgânicos não contém resíduos inorgânicos o qual pode ser utilizado para diversos fins.

➤ **Remoção de SSV:**

❖ Etapa I

A tabela 23 mostra que durante a Etapa I há maior remoção de SSV pelo cloreto férrico com dosagem de 20 mg/L, seguido do floculante Sulfloc 5000 porém com menor eficiência.

Tabela 23 - Remoção de SSV por FAD aplicada no efluente da LAT- B - Etapa I.

Remoção SSV (%) - Etapa II				
Cloreto Férrico 20 mg/L	Cloreto Férrico 30 mg/L	Sulfato de Alumínio 50 mg/L	Sulfloc 5000 50 mg/L	Valor de <i>P</i>
65,9 ± 6,8 ^a	38,8 ± 4,3 ^c	14,0 ± 3,1 ^d	47,0 ± 5,7 ^b	<0,001

Obteve-se eficiência mais elevada quando utilizou-se o cloreto férrico com dosagem de 20 mg/L.

❖ Etapa II

Na Etapa II o floculante Tanac sg apresentou maior eficiência na remoção de SSV, conforme valores de eficiência de remoção apresentados na Tabela 24.

Tabela 24 - Remoção de SSV por FAD aplicada no efluente da LAT- B - Etapa II.

Remoção SSV (%) - Etapa II				
Cloreto Férrico 20 mg/L	Cloreto Férrico 40 mg/L	Tanac 30 mg/L	Tanac 50 mg/L	Valor de <i>P</i>
46,7 ± 3,1 ^d	66,8 ± 4,2 ^c	79,6 ± 3,2 ^b	88,2 ± 2,1 ^a	<0,001

Foram realizados testes com cloreto férrico com concentração de 20 mg/L no período da manhã (início às 8:00) e da tarde (início as 14:00), para verificar o seu desempenho em valores de pH mais elevado. Segundo a literatura o cloreto férrico não apresenta desempenho de remoção de turbidez significativo em valores de pH acima de 7,5 (Pavanelli & Di Bernardo, 2001; Nunes, 2011; Jürgensen & Richter, 1994). Este teste foi realizado devido ao cloreto férrico apresentar desempenho de remoção de turbidez similar nos testes de jarros, quando operados em pH elevado ou neutro.

Tabela 25 - Remoção de SSV por FAD aplicada no efluente da LAT- B - Etapa II para diferentes valores de pH.

Remoção SSV (%) - Etapa II		
Cloreto Férrico 20 mg/L - manhã	Cloreto Férrico 20 mg/L - tarde	Valor de <i>P</i>
46,4 ± 3,2 ^a	46,9 ± 3,6 ^a	0,798

Inicialmente o pH da LAT no horário da manhã (8:00h) apresentou valores em torno de 7,3, assim, a unidade de flotação foi operada durante a manhã com este pH e durante a tarde (14:00h) com pH em torno de 9,2. Apesar de operar a flotação em valores significativamente diferentes de pH (manhã e tarde) não houve diferença significativa na remoção de SSV.

➤ **Remoção de clorofila-*a*:**

❖ Etapa I

A Tabela 26 apresentam os valores de remoção de clorofila-*a* de acordo com cada produto químico utilizado.

Tabela 26 - Remoção de clorofila-*a* por FAD aplicada no efluente da LAT- B - Etapa I.

Remoção clorofila- <i>a</i> (%) - Etapa I					
Cloreto Férrico 20 mg/L	Cloreto Férrico 30 mg/L	Sulfato de Alumínio 50 mg/L	Sulfato de Alumínio 70 mg/L	Sulfloc 5000 50 mg/L	Valor de <i>P</i>
38,7 ± 4,2 ^c	69,6 ± 5,1 ^a	53,0 ± 4,4 ^b	30,1 ± 3,9 ^d	69,8 ± 5,3 ^a	<0,001

A Tabela 26 apresenta que não há diferença significativa entre os resultados de clorofila-*a* do cloreto férrico com dosagem de 30 mg/L e o sulfloc 5000 com dosagem de 50 mg/L ($p > 0,763$), porém estes apresentam remoções mais elevadas quando comparados aos demais.

❖ Etapa II

Os resultados de remoção de clorofila-*a* obtidos na Etapa II estão apresentados na Tabela 27.

Tabela 27 - Remoção de clorofila-*a* por FAD aplicada no efluente da LAT- B - Etapa II.

Remoção clorofila- <i>a</i> (%) - Etapa II				
Cloreto Férrico 20 mg/L	Cloreto Férrico 40 mg/L	Tanac 30 mg/L	Tanac 50 mg/L	Valor de <i>P</i>
47,6 ± 3,8 ^b	53,5 ± 4,0 ^b	87,7 ± 3,2 ^a	91,9 ± 2,1 ^a	<0,001

Os valores mais elevados de remoção de clorofila-*a* foram obtidos utilizando o floculante orgânico Tanac sg.

Remoção de fósforo total:

❖ Etapa I.

A Tabela 28 apresenta os dados de remoção de fósforo total os que o Sulfloc 5000 possui remoção negativa, devido a este possuir fósforo em sua composição, liberando- o quando entra em contato com o meio líquido.

Tabela 28 - Remoção de Fósforo total por FAD aplicada no efluente da LAT- B - Etapa I.

Remoção fósforo total (%) - Etapa I				
Cloreto Férrico 20 mg/L	Cloreto Férrico 30 mg/L	Sulfato de Alumínio 50 mg/L	Sulfloc 5000 50 mg/L	Valor de <i>P</i>
58,2 ± 3,7 ^b	94,8 ± 4,4 ^a	34,4 ± 3,4 ^c	-826,1 ± 33,1 ^d	<0,001

As remoções de fósforo obtidas pelo processo de FAD empregando os coagulantes Sulfato de Alumínio e Sulfloc 5000 e Cloreto Férrico, na qual pode ser observado maior eficiência de remoção deste último, com eficiência de remoção média de 94,8%.

❖ Etapa II

Os valores obtidos na remoção de fósforo total na Etapa II são apresentados na tabela 29.

Tabela 29 - Remoção de Fósforo total por FAD aplicada no efluente da LAT- B - Etapa II.

Remoção fósforo total (%) - Etapa II				
Cloreto Férrico 20 mg/L	Cloreto Férrico 40 mg/L	Tanac 30 mg/L	Tanac 50 mg/L	Valor de <i>P</i>
54,3 ± 5,2 ^b	75,1 ± 6,1 ^a	12,2 ± 3,3 ^c	15,9 ± 4,5 ^c	<0,001

Nesta Etapa o cloreto férrico também apresentou maior eficiência de remoção de fósforo total, o que recomenda seu emprego quando o objetivo principal está relacionado a remoção de nutrientes dissolvidos.

Cabe destacar que a eficiência de remoção de fósforo total por floculantes orgânicos está relacionada a parcela do fósforo fixado nas células das algas. Desta forma para maior eficiência na remoção de fósforo a partir de floculantes orgânicos deve-se favorecer o meio onde as microalgas são cultivadas, para que estas possam elevar a eficiência de fixação de fósforo.

A razão C/N/P de algas são tipicamente cerca de 106: 16: 1 porém o afluente à LAT utilizado neste trabalho apresentou a razão de 22 : 13 : 1 (base carbono inorgânico) e 11 : 13 :

1 (base COT), indicando a necessidade de inserção de carbono inorgânico e nitrogênio no afluente às LAT.

➤ **Remoção do fosfato:**

❖ Etapa I

O fosfato é a parcela de fósforo que pode ser mais facilmente fixado pelas algas, conforme a relação C ; N ; P apresentada no parágrafo anterior. A seguir é apresentada a remoção deste parâmetro para os coagulantes/floculantes utilizados na Etapa I.

Tabela 30 - Remoção de fosfato por FAD aplicada no efluente da LAT- B - Etapa I.

Remoção fosfato (%) - Etapa I				
Cloreto Férrico 20 mg/L	Cloreto Férrico 30 mg/L	Sulfato de Alumínio 50 mg/L	Sulfloc 5000 50 mg/L	Valor de <i>P</i>
63,4 ± 4,2 ^b	59,7 ± 4,1 ^c	67,7 ± 5,2 ^a	22,8 ± 3,9 ^d	<0,001

A Tabela 30 apresenta a remoção de fosfato obtida na Etapa I, permitindo observar que para este parâmetro o sulfato de alumínio com dosagens de 50 mg/L obteve melhores resultados, seguido pelo cloreto férrico e por fim o sulfloc 5000.

❖ Etapa II

A tabela de 31 apresenta os valores de eficiência de remoção de fosfato, sendo que a dosagem de 40 mg/L de cloreto férrico atingiu eficiência de 100% de remoção.

Tabela 31 - Remoção de fosfato por FAD aplicada no efluente da LAT- B - Etapa II.

Remoção fosfato (%) - Etapa II				
Cloreto Férrico 20 mg/L	Cloreto Férrico 40 mg/L	Tanac 30 mg/L	Tanac 50 mg/L	Valor de <i>P</i>
88,7 ± 2,5 ^b	100,0 ± 0,0 ^a	39,3 ± 2,1 ^c	59,6 ± 2,2 ^c	<0,001

Neste caso foram observadas diferenças significativas entre os coagulantes/floculantes utilizados e respectivas dosagens.

➤ **Remoção da DBO₅:**

❖ Etapa I

A eficiência de remoção da DBO₅ permite avaliar a presença de matéria orgânica facilmente biodegradável no efluente do processo FAD, os quais estão apresentados na Tabela 32 para a Etapa I.

Tabela 32 - Remoção de DBO₅ por FAD aplicada no efluente da LAT- B - Etapa I.

Remoção DBO₅ (%) - Etapa I				
Cloreto Férrico 20 mg/L	Cloreto Férrico 30 mg/L	Sulfato de Alumínio 50 mg/L	Sulfloc 5000 50 mg/L	Valor de <i>P</i>
25,0 ± 2,7 ^a	24,5 ± 2,5 ^a	16,7 ± 2,2 ^b	25,0 ± 2,9 ^a	<0,001

Conforme a Tabela 32 há diferença nos valores de remoção de DBO₅ para o sulfato de alumínio com dosagem de 50 mg/L, quando comparado aos demais.

A baixa eficiência de remoção de DBO₅ na Etapa I foi atribuída ao desempenho não satisfatório do sistema de coagulação-floculação helicoidal empregado nesta Etapa, o qual foi substituído na segunda Etapa por sistema mecanizado de coagulação-floculação, conforme descrito no Capítulo 4.2.3 e discutido no Capítulo 5.5.4.

❖ Etapa II

A Figura 33 permite visualizar a remoção da DBO₅ para os coagulantes e floculantes testados na Etapa II.

Tabela 33 - Remoção de DBO₅ por FAD aplicada no efluente da LAT- B - Etapa II.

Remoção DBO₅ (%) - Etapa II				
Cloreto Férrico 20 mg/L	Cloreto Férrico 40 mg/L	Tanac 30 mg/L	Tanac 50 mg/L	Valor de <i>P</i>
35,7 ± 2,6 ^c	70,5 ± 3,2 ^b	72,2 ± 3,0 ^b	77,8 ± 3,4 ^a	<0,001

Como pode ser visto na Tabela 33, foi observada diferença significativa em função da dosagem do coagulante/floculante, sendo a maior eficiência obtida pelo coagulante/floculante Tanac com dosagem de 50 mg/L.

➤ Remoção da DQO:

❖ Etapa I

Os dados de remoção de DQO, Tabela 34, apresentam comportamento similar aos observados para remoção de clorofila-*a* e SSV. Na primeira Etapa, a dosagem de 20 mg/L de cloreto férrico apresentou maior eficiência de remoção, seguido pelo Sulfloc 5000.

Tabela 34 - Remoção de DQO por FAD aplicada no efluente da LAT- B - Etapa I.

Remoção DQO (%) - Etapa I				
Cloreto Férrico 20 mg/L	Cloreto Férrico 30 mg/L	Sulfato de Alumínio 50 mg/L	Sulfloc 5000 50 mg/L	Valor de <i>P</i>
54,0 ± 4,3 ^a	42,8 ± 3,3 ^b	29,5 ± 2,4 ^c	46,7 ± 3,1 ^b	<0,001

Neste caso, é possível identificar que na Etapa I não há diferença significativa de remoção da DQO entre o Sulfloc 5000 com dosagem de 50 mg/L e o cloreto férrico com dosagem de 30 mg/L (0,271).

❖ Etapa II

Na Tabela 35 estão apresentados os valores médios de remoção de DQO na Etapa II, os quais apresentam tendência de remoção similar ao observado para sólidos suspensos voláteis e clorofila *a*.

Tabela 35 - Remoção de DQO por FAD aplicada no efluente da LAT- B - Etapa II.

Remoção DQO (%) - Etapa II				
Cloreto Férrico 20 mg/L	Cloreto Férrico 40 mg/L	Tanac 30 mg/L	Tanac 50 mg/L	Valor de <i>P</i>
49,9 ± 2,5 ^c	70,4 ± 5,2 ^b	81,0 ± 4,6 ^{a,b}	89,9 ± 3,3 ^a	<0,001

O floculante Tanac SG apresentou a maior eficiência de remoção de DQO, seguido do cloreto férrico. Neste caso, conclui-se que não há diferenças na remoção de DQO entre o Tanac com concentração de 30 mg/L e 50 mg/L, e que não há diferença também entre o Tanac com dosagem de 30 mg/L e o cloreto férrico com dosagem de 40 mg/L.

➤ Remoção do NTK:

❖ Etapa I

A remoção de NTK é essencial para atender a padrões de lançamento, devido a riscos de toxicidade e eutrofização do corpo receptor.

As eficiências de remoção obtidas pelo processo FAD para os coagulantes e floculantes testados na Etapa I estão apresentadas na Figura 40.

Tabela 36 - Remoção de NTK por FAD aplicada no efluente da LAT- B - Etapa I.

Remoção NTK (%) - Etapa I				
Cloreto Férrico 20 mg/L	Cloreto Férrico 30 mg/L	Sulfato de Alumínio 50 mg/L	Sulfloc 5000 50 mg/L	Valor de <i>P</i>
57,8 ± 3,5 ^a	54,4 ± 3,8 ^a	52,6 ± 3,1 ^b	40,3 ± 2,0 ^c	<0,001

Conforme a Tabela 36 não há diferença significativa na remoção de NTK para as dosagens de 20 mg/L e 30 mg/L de cloreto férrico ($p=0,682$), porém a eficiência destes foram mais elevadas quando comparada ao sulfato de alumínio com dosagem de 50 mg/L e o Sulfloc 5000 com dosagem de 50 mg/L.

❖ Etapa II

Os valores obtidos na Etapa II estão são apresentados na Tabela 37 a seguir.

Tabela 37 - Remoção de NTK por FAD aplicada no efluente da LAT- B - Etapa II.

Remoção NTK (%) - Etapa II				
Cloreto Férrico 20 mg/L	Cloreto Férrico 40 mg/L	Tanac 30 mg/L	Tanac 50 mg/L	Valor de <i>P</i>
58,2 ± 3,3 ^b	65,4 ± 3,7 ^a	12,6 ± 2,5 ^c	56,0 ± 3,8 ^b	<0,001

Segundo a Tabela 37 o cloreto férrico com dosagem de 40 mg/L apresenta maior remoção na concentração de NTK, seguido do cloreto férrico com dosagem de 20 mg/L e o Tanac com dosagem de 50 mg/L, sendo o Tanac com 30 mg/L o menos eficiente para a remoção deste parâmetro.

➤ **Remoção do N-amoniacoal:**

❖ Etapa I

Tabela 38 - Remoção de N-amoniacoal por FAD aplicada no efluente da LAT- B - Etapa I.

Remoção N-amoniacoal (%) - Etapa I				
Cloreto Férrico 20 mg/L	Cloreto Férrico 30 mg/L	Sulfato de Alumínio 50 mg/L	Sulfloc 5000 50 mg/L	Valor de <i>P</i>
53,2 ± 3,7 ^a	47,5 ± 2,9 ^b	46,8 ± 3,2 ^b	41,8 ± 2,7 ^c	<0,001

O N-amoniacoal representa uma parte do NTK, o qual também é um parâmetro para lançamento de efluentes, devido a eutrofização e toxicidade causado aos seres aquáticos. Conforme a Tabela 38 houve remoção mais elevada quando utilizou-se o cloreto férrico com dosagem de 20 mg/L.

❖ Etapa II

A Tabela 39 apresenta valores de remoção de N-amoniacoal para Etapa II.

Tabela 39 - Remoção de N-amoniacoal por FAD aplicada no efluente da LAT- B - Etapa II.

Remoção N-amoniacoal (%) - Etapa II				
Cloreto Férrico 20 mg/L	Cloreto Férrico 40 mg/L	Tanac 30 mg/L	Tanac 50 mg/L	Valor de <i>P</i>
70,5 ± 2,9 ^a	73,8 ± 3,3 ^a	55,4 ± 2,6 ^c	62,6 ± 3,1 ^b	<0,001

A Tabela 39 indica que não foi observada diferença estatística significativa entre os resultados de remoção de nitrogênio amoniacoal quando utilizou-se cloreto férrico com dosagem de 40mg/L e 20 mg/L ($p=0,553$), porém este coagulante obteve melhor desempenho quando comparado ao Tanac sg.

➤ **Remoção do Nitrato:**

❖ Etapa I

O Nitrato é resultante da oxidação do N-amoniacoal, sendo que sua ocorrência em LAT é favorecida pela presença de oxigênio dissolvido obtido a partir da fotossíntese das microalgas. A sua importância também reside no fato que também é um parâmetro de lançamento de efluentes.

A remoção de nitrato durante a Etapa I pode ser visualizada conforme a Tabela 40.

Tabela 40 - Remoção de N-nitrato por FAD aplicada no efluente da LAT- B - Etapa I.

Remoção N-nitrato (%) - Etapa I				
Cloreto Férrico 20 mg/L	Cloreto Férrico 30 mg/L	Sulfato de Alumínio 50 mg/L	Sulfloc 5000 50 mg/L	Valor de <i>P</i>
44,8 ± 2,9 ^a	40,1 ± 3,1 ^b	26,9 ± 2,5 ^c	18,0 ± 2,7 ^d	<0,001

É possível verificar remoções mais elevadas quando utilizou-se o cloreto férrico com dosagem de 20 mg/L, quando comparado aos outros produtos químicos.

❖ Etapa II

As remoções de nitrato no processo FAD aplicado ao efluente da LAT- B durante a Etapa II são apresentadas na Tabela 41.

Tabela 41 - Remoção de N-nitrato por FAD aplicada no efluente da LAT- B - Etapa II.

Remoção N-nitrato (%) - Etapa II				
Cloreto Férrico 20 mg/L	Cloreto Férrico 40 mg/L	Tanac 30 mg/L	Tanac 50 mg/L	Valor de <i>P</i>
44,0 ± 2,3 ^b	48,8 ± 2,1 ^a	33,2 ± 2,8 ^d	39,8 ± 2,2 ^c	<0,001

A análise estatística dos dados a partir da Tabela 41, conclui que houve remoção de nitrato mais elevada quando utilizou-se a dosagem de 40 mg/L de cloreto férrico.

A análise dos resultados de eficiência de remoção dos parâmetros selecionados para avaliação da FAD aplicada ao efluente da LAT- B permitiu observar que durante a Etapa I, o cloreto férrico com dosagem de 20 mg/L obteve remoção mais elevada na maioria dos parâmetros, exceto na remoção de fosfato, onde o sulfato de alumínio obteve melhores remoções, e na remoção de clorofila-*a*, onde o cloreto férrico com dosagem de 30 mg/L e o Sulfloc 5000 com dosagem de 50 mg/L obtiveram melhor desempenho.

Na Etapa II, o coagulante/floculante Tanac atingiu valores mais elevados de remoção dos parâmetros orgânicos (SSV, clorofila-*a*, DBO, DQO) e turbidez com dosagem de 50 mg/L, porém para parâmetros inorgânicos (fósforo total, fosfato, NTK, N-amoniacoal e nitrato) obteve-se remoções mais elevadas pelo coagulante inorgânico cloreto férrico com 40 mg/L.

Foi observado também que os floculantes orgânicos apresentam baixa eficiência de remoção de fósforo total, pois estes só removem o fósforo que está fixado nas células de algas.

A figura 25 apresenta o afluente e efluente do sistema de separação sólido/líquido.



Figura 25 - Afluente e efluente do sistema de separação sólido/líquido.

5.5.4. Análise do desempenho dos sistemas de mistura dos coagulantes/floculantes.

Durante os experimentos foram utilizados dois tipos de floculadores, o helicoidal na Etapa I e o floculador mecanizado na Etapa II. Neste tópico é avaliado o desempenho destes dois sistemas mediante comparação com os resultados de remoção de turbidez obtidos pelos testes de jarros, para cada um dos coagulantes/floculantes testados.

Tabela 42 - Médias de remoção de turbidez (%) obtidas no teste de jarros e no sistema FAD na Etapa I e II.

Etapa I							
Sulfloc 5000 50 mg/L		Sulfato de Alumínio 50 mg/L		Cloreto férrico 30 mg/L		Cloreto férrico 20 mg/L	
Teste de jarros	FAD	Teste de jarros	FAD	Teste de jarros	FAD	Teste de jarros	FAD
75,9 ±4,9	43,8 ±4,5	78,5 ±2,9	36,3 ±4,7	85,2 ±3,3	73,7 ± 4,6	90,5 ±0,7	77,2 ± 5,8
Etapa II							
Tanac 30 mg/L		Tanac 50 mg/L		Cloreto férrico 20 mg/L		Cloreto férrico 40 mg/L	
Teste de jarros	FAD	Teste de jarros	FAD	Teste de jarros	FAD	Teste de jarros	FAD
85,1 ±2,1	84,4± 1,2	92,0± 2,3	91,3± 1,3	76,0± 2,6	74,2 ± 3,2	86,9± 2,2	85,0± 1,3

Obs. Os valores de eficiência de remoção de turbidez apresentados na Tabela 42 referem-se a dosagem ótima selecionada para a operação do processo FAD.

A verificação da ocorrência de diferença significativa entre a eficiência de remoção de turbidez do sistema FAD e no teste de jarros foi baseada no teste de Tukey obtendo os valores de p conforme a Tabela 43.

Tabela 43 - Valores de p encontrados a partir da remoção de turbidez entre FAD e teste de jarros.

Etapa I				Etapa II			
Cloreto férico 20 mg/L	Cloreto férico 30 mg/L	Sulfloc 5000 50 mg/L	Sulfato de Alumínio 50 mg/L	Tanac 30 mg/L	Tanac 50 mg/L	Cloreto férico 20 mg/L	Cloreto férico 40 mg/L
0,017	0,015	< 0,01	< 0,01	0,596	0,627	0,139	0,201

Os valores de p correspondentes a Etapa I possuem valores significativamente diferentes, ou seja, os valores de remoção de turbidez obtidos no testes de jarros são diferentes dos valores obtidos na FAD, com valores de remoção mais elevada no teste de jarros.

Na Etapa II os valores obtidos na FAD e nos testes de jarros não possuem diferenças significativas, apresentando eficiência similar na remoção de turbidez.

Baseado nos resultados comparativos apresentados na Tabela 43 concluiu-se que o sistema de floculação mecanizada possui operação mais próxima dos testes de jarros, sendo portanto o adotado no processo de separação líquido/sólido da planta piloto a partir dos ensaios referentes a Etapa II.

5.5.5. Qualidade final do efluente do sistema de separação sólido/líquido

O tratamento de efluentes sanitários segundo a resolução do CONAMA 430 (Conselho Nacional do Meio Ambiente) deve atender aos padrões de emissão. Na tabela 44 são apresentados os padrões principais para o lançamento de efluentes, os quais foram analisados nesta pesquisa.

Tabela 44 - Tabela simplificada da emissão de efluentes sanitários.

Parâmetros	CONAMA 430
pH	5 - 9
Temperatura (°C)	inferior a 40°C, sendo que a variação de temperatura do corpo receptor não deverá exceder a 3 °C no limite da zona de mistura.
SSed. (ml·L ⁻¹)	< 1 mL/L em teste de 1 hora em cone <i>Inmhoff</i> . Para o lançamento em lagos e lagoas, cuja velocidade de circulação seja praticamente nula, os materiais sedimentáveis deverão estar virtualmente ausentes.
DBO (mg·L ⁻¹)	máximo de 120 mg/L, sendo que este limite somente poderá ser ultrapassado no caso de efluente de sistema de tratamento com eficiência de remoção mínima de 60% de DBO, ou mediante estudo de autodepuração do corpo hídrico que comprove atendimento às metas do enquadramento do corpo receptor.
NH ₃ -N (mg·L ⁻¹)	<= 20
Sólidos suspensos totais (mg·L ⁻¹)	eficiência mínima de remoção de 20%, após desarenação.

Fonte: Adaptado de CONAMA, 2011.

Conforme a resolução do CONAMA outros parâmetros de lançamentos podem ser aplicados ao sistema de tratamento de esgotos, a critério do órgão ambiental competente, conforme apresentado no anexo 5.

❖ Etapa I

Durante a Etapa I foi utilizado o floculador helicoidal seguido da FAD para o sistema de separação sólido/líquido, obtendo as remoções de poluentes apresentadas na Tabela 45.

Tabela 45 - Características do efluente final do processo de separação sólido/líquido obtido por diferentes coagulantes/floculantes na Etapa I.

Parâmetro	Cloreto Férrico		Sulfato de Alumínio		Sulfloc 5000			
	20 mg/L	30 mg/L	50 mg/L	50 mg/L				
	Valor final	Remoção (%)	Valor final	Remoção (%)	Valor final	Remoção (%)	Valor final	Remoção (%)
pH	6,96	-	6,58	-	7,12	-	7,33	-
SSed. (ml·L ⁻¹)	≈ 0,0	≈ 100,0	≈ 0,0	≈ 0,0	≈ 0,0	≈ 100,0	≈ 0,0	≈ 100,0
SST (mg·L ⁻¹)	149 ± 25	29,0 ± 3,5	94,3 ± 22	31,2 ± 2,5	128 ± 30	28,9 ± 2,4	42,5 ± 12	57,9 ± 3,1
DBO (mg·L ⁻¹)	90 ± 15	60,8 ± 2,5	91,4 ± 14	60,0 ± 2,2	100 ± 12	56,4 ± 1,7	90 ± 10	60,8 ± 2,9
NH ₃ -N (mg·L ⁻¹)	7,4 ± 1,7	67,4 ± 1,3	8,3 ± 1,5	60,0 ± 1,1	8,4 ± 2,2	56,4 ± 1,9	9,2 ± 2,1	59,5 ± 1,5

Na Etapa I apenas o coagulante sulfato de alumínio não atendeu a remoção mínima de DBO estabelecida pela Resolução CONAMA.

❖ Etapa II

Durante a Etapa II foi utilizado o floculador mecanizado seguido da FAD para separação sólido/líquido, apresentando valores de remoções de acordo com a Tabela 46.

Os coagulantes e floculantes utilizados atenderam aos padrões de lançamento de efluente sanitário de acordo com a Resolução CONAMA 430.

A remoção de sólidos e DBO₅ empregando floculantes orgânicos apresentaram melhor desempenho, enquanto os coagulantes inorgânicos apresentaram melhor desempenho de remoção de N-amoniacal.

Tabela 46 - Características do efluente final do processo de separação sólido/líquido obtido por diferentes coagulantes/floculantes na Etapa II.

Parâmetro	Cloreto Férrico				Tanac SG			
	20 mg/L		40 mg/L		30 mg/L		50 mg/L	
	Valor final	Remoção (%)	Valor final	Remoção (%)	Valor final	Remoção (%)	Valor final	Remoção (%)
pH	7,01	-	6,02	-	7,22	-	7,18	-
SSed. (ml·L ⁻¹)	≈ 0,0	≈ 100,0	≈ 0,0	≈ 0,0	≈ 0,0	≈ 100,0	≈ 0,0	≈ 100,0
SST (mg·L ⁻¹)	83 ± 17	47,1 ± 3,1	41 ± 12	71,5 ± 3,7	18 ± 3	88,0 ± 2,3	14 ± 2,5	92,1 ± 2,8
DBO (mg·L ⁻¹)	54 ± 12	80,4 ± 2,2	26 ± 10	90,5 ± 1,9	25 ± 12	91,1 ± 1,3	18 ± 8	93,9 ± 1,9
NH ₃ -N (mg·L ⁻¹)	3,9 ± 1,1	86,2 ± 1,9	3,3 ± 0,9	88,3 ± 1,4	5,8 ± 1,7	79,5 ± 3,4	4,9 ± 1,6	82,7 ± 3,0

Dentre os coagulantes inorgânicos o cloreto férrico apresentou eficiência mais elevada na remoção de matéria orgânica e nutrientes e entre os floculantes orgânicos o Tanac sg obteve melhor desempenho.

5.6. Identificação do efeito de sazonalidade no cultivo de microalgas

As LAT sofrem variações em diversos parâmetros ao longo do ano, influenciado por fatores como temperatura, radiação solar, período de insolação diário, variação nas concentrações de nutrientes e matéria orgânica, aparição de predadores entre outros. Desta forma decidiu-se analisar a produção de microalgas relacionadas às estações do ano (primavera, verão, outono e inverno), as quais apresentam condições climáticas definidas na região onde o experimento foi realizado (Porto Alegre- RS).

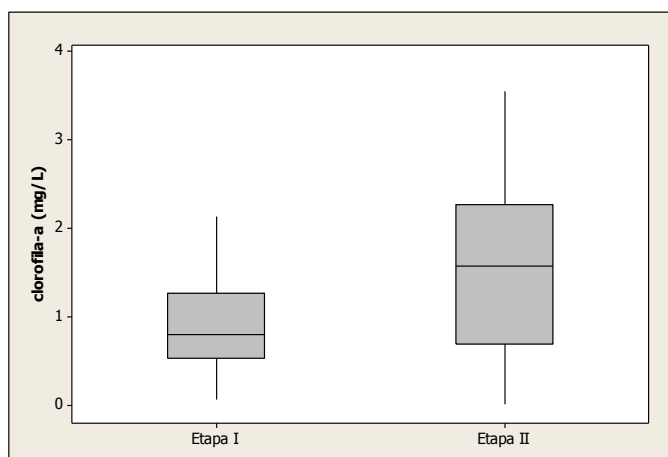
A Tabela 47 apresenta os valores médios de temperatura durante a Etapa I e II.

Tabela 47 - Valores médios de temperatura na LAT- B no período de estudo.

Médias de Temperaturas Sazonais (°C)							
	Etapa I			Etapa II			
	Primavera	Verão	Outono	Primavera	Verão	Outono	Inverno
Mínima	17,6	16,3	13,9	18,0	22,3	14,0	11,2
Média	26,2± 5,7	27,2± 4,2	20,5± 5,1	25,3± 4,9	28,4± 3,8	22,5± 4,8	19,3± 4,4
Máxima	32,7	35,2	27,1	35,5	37,9	30,9	28,5

Sabendo-se que existem condições ótimas para o cultivo de microalgas, influenciadas principalmente pela temperatura, radiação solar e nutrientes, buscou-se identificar os períodos de maior produção de algas durante o ano, mediante análise comparativa dos valores de clorofila-*a* e SSV para a Etapa I e II.

➤ Comparativo dos valores de clorofila-*a*

**Figura 26– Valores da concentração de clorofila-*a* para Etapa I e II na LAT-B.**

Os valores apresentados na Figura 26 indicam tendência de decréscimo no período do outono-inverno e valores mais elevados na primavera-verão.

Para melhor identificação da tendência dos valores de clorofila-*a* em função das estações climáticas, os resultados foram agrupados em função das estações do ano e analisados por diagrama de caixas conforme apresentado na Figura 27.

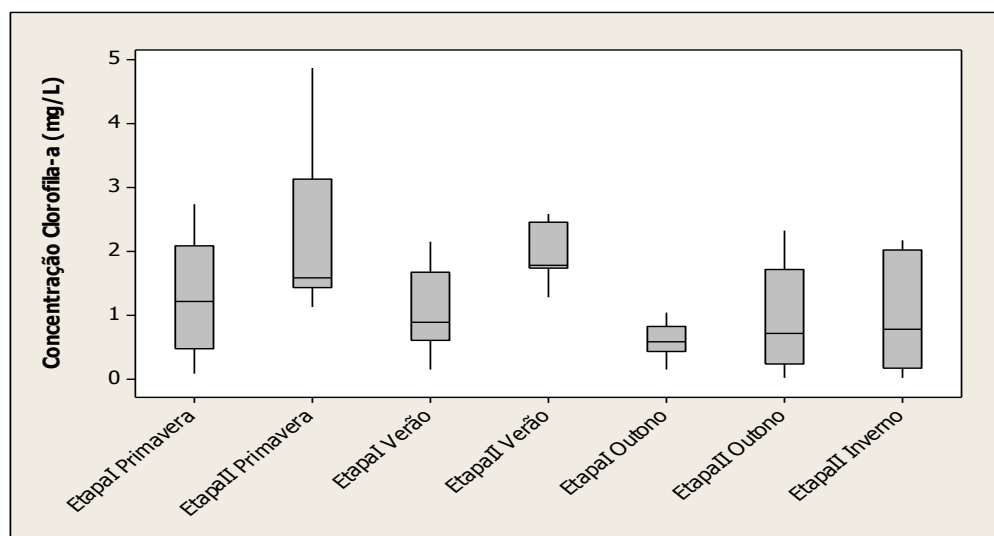


Figura 27 - Concentração de Clorofila-a para diferentes estações do ano durante a Etapa I e II.

Neste caso, é possível observar que há diferença significativa nos dados ao decorrer do ano ($p < 0,001$), com o auxílio da análise de Tukey foi possível organizar as estações do ano em grupos, conforme a Tabela 48.

Tabela 48 - Grupos formados pelo efeito da Sazonalidade em função dos valores de clorofila-a observados na LAT- B.

Grupo	Identificação do Período
A	Etapa II Primavera, Etapa II Verão e Etapa I Primavera
B	Etapa II Verão, Etapa I Primavera, Etapa I Verão e Etapa II Outono
C	Etapa I Primavera, Etapa I Verão, Etapa II Outono, Etapa II Inverno e LAT Etapa I Outono

A tabela 48 permite a visualização da formação de grupos a partir do efeito da sazonalidade, para uma interpretação mais profunda tem-se a Tabela 49, onde é feita a análise estatística de cada estação do ano e a devida etapa.

Tabela 49 - Resultado da análise estatística das estações do ano para a análise de clorofila-*a*.

	Primavera		Verão		Outono	
	Etapa I	Etapa II	Etapa I	Etapa II	Etapa I	Etapa II
Clorofila- <i>a</i> (mg/L)	1,28 ± 0,9	2,27 ± 1,2	1,06 ± 0,6	1,99 ± 0,5	0,6 ± 0,3	0,91 ± 0,8
Valor de <i>p</i>	0,075		0,007		0,251	

Conforme a Tabela 49 não há diferença significativa nos valores de concentração de clorofila-*a* durante os meses de verão para a Etapa I e II. Entretanto para as outras estações do ano há diferença entre a Etapa I e II.

Não há comparativo para os meses de inverno devido a interdição do laboratório durante o ano de 2013, entre os meses de junho à dezembro, impossibilitando a realização de todas as análises requeridas para monitoramento dos experimentos requeridos para condução da presente pesquisa.

Na Figura 27 é apresentada concentrações elevadas da clorofila-*a* durante os meses de inverno, verificando ainda que estes dados sofrem elevadas variações, é possível verificar também que a mediana encontra-se deslocada para baixo, valor de 0,76 mg/L, isto devido a 50 % dos dados serem inferiores a este valor. Desta forma, após analisar os dados de clorofila-*a*, pôde-se concluir que os valores elevados (> 1mg/L) foram registrado ao final do inverno (19/08/2014 - 16/09/2014), onde obtivemos temperaturas em torno de 28 °C e valores máximos de radiação solar durante horário de pico (12:00 h - 15:00 h) em torno de 650 w/m², promovendo elevação na concentração de microalgas.

➤ Comparativo dos valores de SSV:

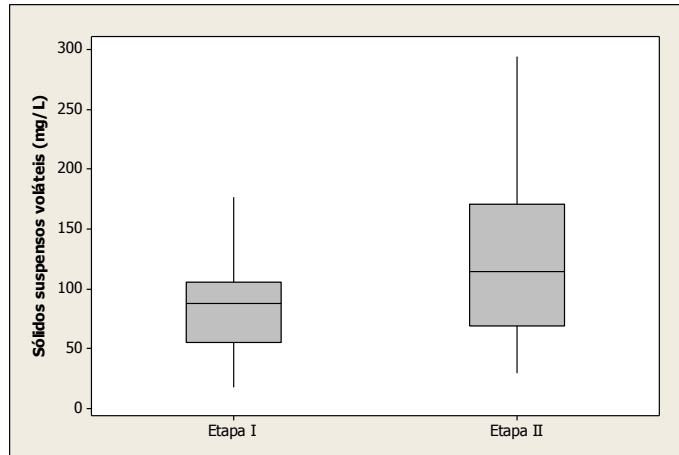


Figura 28–Valores da concentração de SSV para Etapa I e II na LAT-B.

A Figura 28 permite visualizar a variação temporal dos valores medidos de SSV ao longo do tempo na LAT-B durante as Etapas I e II. Os valores de SSV apresentam comportamento próximo aos observados para clorofila-*a*, pois mais de 70 % dos SSV são células de microalgas.

Para melhor identificação da tendência dos valores de SSV em função das estações climáticas, os resultados foram agrupados em função das estações do ano e analisados por diagrama de caixas conforme apresentado na Figura 29.

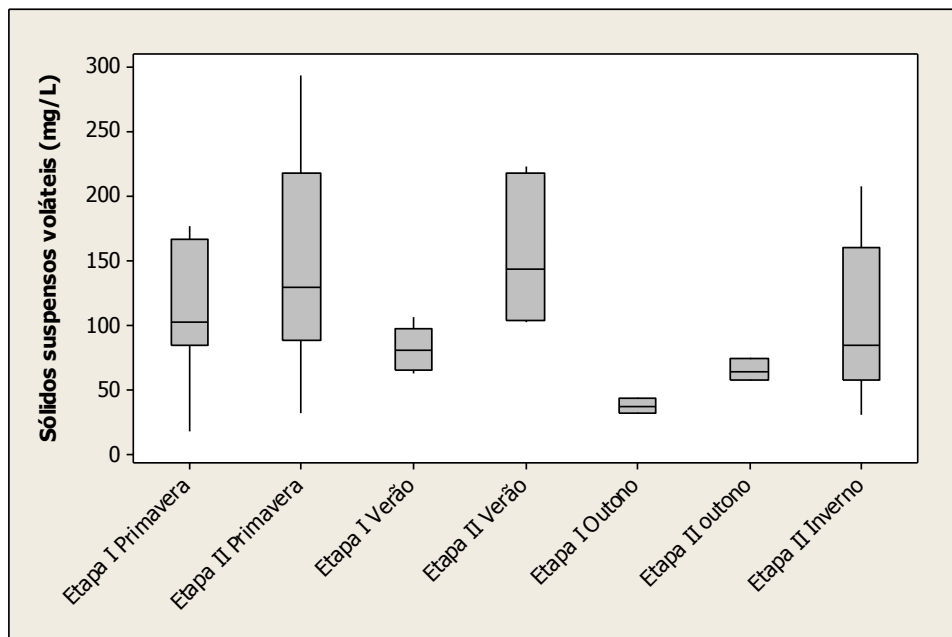


Figura 29 - Concentração de SSV durante o ano para LAT-B.

A análise dos dados apresentados na Figura 29 permite melhor visualização do comportamento da lagoa durante a Etapa I e II. De acordo com a análise estatística há diferença significativa entre os valores de SSV obtidos durante as diferentes estações do ano ($p=0,027$). Conforme a análise Tukey foi possível separar as estações do ano em grupos, conforme os valores de concentração de SSV apresentados por cada estação do ano.

Tabela 50 - Tabela de grupos gerados pela análise de SSV presentes na LAT- B para as estações do ano.

Grupo	Período
A	Etapa II Verão, Etapa II Primavera, Etapa I Primavera, Etapa I Verão e Etapa II Outono.
B	Etapa I Primavera, Etapa I Verão, Etapa II outono, Etapa I inverno, Etapa I inverno e Etapa I Outono.

Para uma análise mais detalhada dos dados resolveu-se , comparar separadamente os resultados da Etapa I com a II durante as estações do ano.

Tabela 51 - Resultado da análise estatística das estações do ano para a análise de SSV.

	Primavera		Verão		Outono	
	Etapa I	Etapa II	Etapa I	Etapa II	Etapa I	Etapa II
SSV (mg/L)	121,1 ± 51,5	149,1 ± 77,1	81,7 ± 17,2	155,7 ± 53,0	37,3 ± 5,5	65,4 ± 8,2
Valor de p	0,21		0,009		0,008	

A Tabela 51 apresentam os valores médios de SSV de acordo com as estações do ano para cada etapa. É possível visualizar que não há diferença significativa na concentração de SSV para os meses de primavera da Etapa I e II, porém para as estações de verão e outono há diferença significativa entre as duas etapas.

Os dados de inverno da Etapa I, como já citado na análise de clorofila-*a*, não foram adquiridos devido a interdição do laboratório de saneamento do IPH.

Os resultados obtidos durante os meses de inverno da Etapa II seguem a mesma tendência da análise de clorofila-*a*, apresentando valores de menor concentração ($< 84,3$)

durantes o início do inverno e valores mais elevados ($>84,3$) ao final do inverno (19/08/2014 - 16/09/2014).

Na Tabela 52 são apresentados os valores de p após aplicação do teste ANOVA entre as estações do ano na Etapa I e Etapa II:

Tabela 52 - Valores de p relacionando as estações do ano na Etapa I e II para concentração de SSV.

	Etapa I			Etapa II		
	Verão	Outono	Primavera	Verão	Outono	Inverno
Primavera	0,187	0,033	-	0,906	0,046	0,117
Verão	-	0,0039	0,906	-	0,025	0,093
Outono	0,033	-	0,046	0,025	-	0,311

Analisando a Etapa I é visível a diferença de concentração entre as estações do ano, verificando que operando a LAT com TDH de 3 dias há diferenças significativas para valores de SSV entre as estações do ano, porém não há diferenças significativas entre os meses de verão e primavera.

Durante a Etapa II é possível verificar que há diferença significativa entre os dados ao decorrer do ano, porém não há diferença significativa entre os valores de SSV nos meses de verão e primavera, assim como não há diferença significativa entre os dados de concentração de SSV do período de inverno e as outras estações do ano, durante a Etapa II. Isto foi atribuído a ocorrência atípica de valores elevados de radiação solar e temperatura no período do inverno durante a Etapa II terem conforme apresentado no anexo 4.

Os resultados de SSV indicam relação com as condições climáticas tais como a variação da temperatura e radiação solar ao longo do ano, assim como apresentado por Mara e Pearson, (1986), porém faz-se necessário estudos mais aprofundados com monitoramento *on line* dos valores de SSV e variações das condições climáticas ao longo de períodos de tempo mais prolongados.

5.7. Avaliação da produtividade de algas por volume de efluente tratado.

A partir dos valores de SSV observados na LAT- B foi estimada a produção média de biomassa de $9,1 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ e $6,2 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ (Tabela 13) para a Etapa I e Etapa II respectivamente.

A produção de microalgas por volume diário de efluente tratado está apresentada na Tabela 53.

Tabela 53 - Relação de biomassa por área superficial da LAT- B e volume diário de efluente tratado.

Parâmetro	Etapa I	Etapa II
Biomassa (g/(m ² ·d))	9,1 ± 4,4	6,2 ± 3,4
Biomassa/volume de efluente tratado (g/m ³)	91,0 ± 44	125,3 ± 68

A produção de biomassa por volume de efluente tratado é maior na Etapa II, porém a massa diária produzida nesta condição é menor devido a menor vazão de efluente tratado por dia, quando comparada a Etapa I.

5.8. Identificação e quantificação das microalgas

A análise de identificação e quantificação de microalgas nas LAT foi realizada por um taxonomista (Ronaldo dos Santos Padilha) com ampla experiência nesta área. Porém esta análise foi realizada no período de baixa produção de microalgas (inverno), sendo necessária análises durante as quatro estações do ano. A seguir são apresentadas tabelas com os resultados obtidos.

Tabela 54 - Análise quali-quantitativa da microalgas presentes nas LAT em julho de 2012.

LAT - A		LAT-B	
	cél./mL		cél./mL
BACILLARIOFITA		BACILLARIOFITA	
<i>Fragilaria vaucheriae</i>	10	<i>Gomphonema parvulum</i>	10
<i>Gomphonema parvulum</i>	140	CLOROFITA	
<i>Nitzschia palea</i>	120	<i>Chlorella vulgaris</i>	30
CLOROFITA		<i>Desmodesmus opoliensis</i>	40
<i>Chlorella vulgaris</i>	25100	<i>Desmodesmus protuberans</i>	160
<i>Coelastrum microporum</i>	640	<i>Oocystis lacustris</i>	40
<i>Desmodesmus protuberans</i>	10	<i>Scenedesmus acutus</i>	40
<i>Monoraphidium griffithii</i>	60	<i>Scenedesmus acuminatus</i>	40
<i>Monoraphidium indicum</i>	5	EUGLENOFITA	
<i>Scenedesmus acutus</i>	5	<i>Euglena agilis</i>	70
<i>Tetrastrum heteracanthum</i>	160	<i>Euglena ehrenbergi</i>	70
EUGLENOFITA		<i>Euglena oxyuris</i>	140
<i>Euglena agilis</i>	340	<i>Lepocinclis caudata</i>	10
<i>Euglena ehrenbergii</i>	20	<i>Lepocinclis playfairiana</i>	1450
<i>Euglena oxyuris</i>	340	<i>Trachelomonas volvocina</i>	30
<i>Euglena sp.</i>	280	<i>Euglena oxyuris</i>	4030
<i>Lepocinclis playfairiana</i>	880	<i>Lepocinclis caudata</i>	10850
<i>Lepocinclis sp.</i>	20	<i>Phacus curvicauda</i>	310
TOTAL GERAL	28130	TOTAL GERAL	20150

A análise quali-quantitativa apresenta as espécies cultivadas nas LAT e sua população, entretanto o cultivo de microalgas em LAT alimentadas por efluentes sanitários sofrem variações de diversos parâmetros, desta forma as espécies de microalgas variam juntamente com as variações de temperatura, radiação solar e disponibilidade de matéria orgânica e nutrientes, como pode ser visto quando compara-se a Tabela 54 e 55.

Tabela 55 - Análise quali-quantitativa da microalgas presentes nas LAT em agosto de 2012.

LAT - A		LAT-B	
	cél./mL		cél./mL
BACILLARIOFITA		BACILLARIOFITA	
<i>Nitzschia palea</i>	620	<i>Nitzschia palea</i>	310
CLOROFITA		CLOROFITA	
<i>Chlorella vulgaris</i>	776250	<i>Scenedesmus acutus</i>	2480
<i>Coelastrum microporum</i>	2480	EUGLENOFITA	
<i>Monoraphidium indicum</i>	2170	<i>Euglena acus</i>	310
<i>Scenedesmus acutus</i>	3720	<i>Euglena caudata</i>	2480
EUGLENOFITA		<i>Euglena oxyuris</i>	29760
<i>Euglena oxyuris</i>	4960	<i>Euglena proxima</i>	4030
<i>Lepocinclis texta</i>	930	<i>Lepocinclis texta</i>	16740
		<i>Phacus sp.</i>	620
		<i>Trachelomonas volvocina</i>	620
TOTAL GERAL	791130	TOTAL GERAL	57350

Algumas espécies como a *Scenedesmus acutus*, *Euglena oxyuris* e *Lepocinclis*, aparecem constantemente.

5.9. Quantificação da porcentagem de lipídios nas microalgas

A quantificação de lipídios foi realizada a partir do método de Bligh & Dyer, 1959. Esta análise foi realizada com amostras resultantes do adensamento através da FAD.

A concentração média de SSV da LAT no período de coleta da amostra foi de $116,8 \pm 15,7$ mg/L, porém a FAD teve eficiência média de remoção de SSV de 88,2 %, desta forma a concentração final de SSV seria de 103 mg/L. Durante este processo da FAD utilizou-se o flocculante Tanac sg com concentração de 50 mg/L, totalizando a concentração de sólidos de 153 mg/L, porém somente 103,8 são microalgas representando 67,3 % dos sólidos, desta forma o resultado do teste de lipídios deve ser dividido por 0,673 para se ter o valor real da porcentagem de lipídios na biomassa.

Na Tabela 56 são apresentados os resultados da análise de lipídios.

Tabela 56 - Resultados da análise de lipídios para microalgas durante o verão.

Amostra	Porcentagem de lipídios(%)
1	4,7
2	4,6
3	4,6
4	5,0
Média	4,7 ± 0,2
Média real	7,0 ± 0,3

Desta forma de acordo com o método de Bligh & Dyer, (1959), tem-se cerca de 7,0 % de lipídios na biomassa das LAT. Conforme Rodolfi et al, (2008) este valor é considerado baixo. Porém pesquisas mais atuais, em condições controladas de temperatura, radiação e meio de cultura, apresentam valores entre 11,6 % e 15,2 % (Ho et al, 2012).

6. CONCLUSÕES

A utilização de efluentes como fonte de nutrientes para o cultivo de microalgas mostrou-se atraente, em função da simplicidade operacional e o baixo custo para o cultivo de algas com vistas ao aproveitamento energético, além do tratamento avançado de efluentes.

Conforme observado ao longo desta pesquisa, o emprego de esgoto sanitário pré-tratado em reator UASB é recomendado para reduzir o acúmulo de lodo bruto no fundo das lagoas de alta taxa. O valor do TDH influenciou diretamente no cultivo de microalgas, havendo uma maior concentração média de algas quando as lagoas foram operadas com TDH mais elevado (6,1 dias), com valor médio de $125,6 \pm 68,1$ mg/L comparado ao valor da Etapa I de $90,8 \pm 44,1$ mg/L, na qual o TDH foi de 3 dias.

A produtividade diária de biomassa de algas foi mais elevada na Etapa I (TDH=3 dias), atingindo valor médio de $9,1 \pm 4,4$ g/m²·d, quando comparado ao TDH de 6,1 dias, $6,2 \pm 3,4$ g/m²·d. Este resultado de maior produção de biomassa de algas ocorre devido ao maior volume de esgoto tratado por dia na condição operacional de menor TDH.

Entretanto, o valor de TDH menor (3 dias) resultou em decréscimo da qualidade do efluente final das lagoas comparativamente ao valor do TDH= 6 dias.

A eficiência global dos coagulantes e floculantes para remoção dos parâmetros foi analisada em duas Etapas, identificadas pelo sistema de coagulação/floculação empregado. Na Etapa I o coagulante cloreto férrico com dosagem de 20 mg/L obteve melhor eficiência no sistema FAD para a remoção de matéria orgânica, nutrientes (NTK - 57,8 %, N-amoniaco - 53,2 % , nitrato - 44,8 % e fosfato - 63,4 %), SSV (66,0 %) e clorofila-*a* (69,8 %).

Na Etapa II o floculante Tanac sg com dosagem de 50 mg/L obteve melhor eficiência nos sistema FAD para a remoção de matéria orgânica, SSV (88,2 %) e clorofila-*a* (91,9 %), porém o cloreto férrico com dosagem de 40 mg/L obteve melhor eficiência na remoção de nutrientes (NTK - 65,4 %, N-amoniaco - 73,8 %, nitrato - 48,8 % e fósforo - 74,5%) e o fosfato não foi detectado no efluente final da FAD para este coagulante, já o Tanac sg apresentou valores de remoção de Pt de 15,7 % e fosfato 13,6 %.

A análise dos coagulantes e floculantes permitiu concluir que para a remoção de parâmetros orgânicos (SSV, DBO₅, DQO e Clorofila-*a*) o floculante orgânico Tanac sg é mais indicado, já para a remoção de parâmetros inorgânicos (Pt, fosfato, NTK, n-amoniaco e nitrato) o coagulante cloreto férrico é mais indicado para a remoção de parâmetros

Durante a Etapa II obteve-se maior eficiência de remoção dos parâmetros avaliados nesta pesquisa quando comparado a Etapa I, devido principalmente a maior eficiência do sistema de floculação empregado na Etapa II. Esta conclusão foi apoiada na análise comparativa com os resultados preliminares obtidos por testes de jarros. Desta forma, foi possível concluir que o sistema de floculação mecanizada tem melhor desempenho e maior confiabilidade de operação quando comparado a sistema de floculação helicoidal.

Ao decorrer do experimento verificou-se a existência de sazonalidade na concentração de algas em lagoa de alta taxa, obtendo médias de SSV mais elevadas durante o período da primavera (setembro - dezembro), $121,1 \pm 51,5$ mg/L para Etapa I e $149,1 \pm 77,1$ mg/L para Etapa II, e médias mais baixas durante o período de outono (março- junho), $37,3 \pm 5,5$ mg/L para Etapa I e para a Etapa II de $65,4 \pm 8,2$ mg/L.

Durante o período da primavera não foi verificada diferença significativa nos valores de concentração de SSV para diferentes valores de TDH. Entretanto, nos meses de outono e verão a concentração de SSV foi influenciada pelo aumento do valor do TDH resultando em valores de $81,7 \pm 17,2$ mg/L na Etapa I (TDH= 3 dias) e $155,7 \pm 53,0$ mg/L na Etapa II (TDH= 6,1 dias) para o verão e $37,3 \pm 5,5$ mg/L Etapa I e $65,4 \pm 8,2$ mg/L Etapa II para o outono. Os dados de inverno não puderam ser comparados, pois não houve coleta na Etapa I.

7. RECOMENDAÇÕES

A seguir são apresentadas recomendações que podem vir a orientar futuras pesquisas e estudos:

- Avaliar a produtividade de biomassa de algas predominantes em lagoas de alta taxa sob condições controladas (temperatura e radiação), alimentadas com efluente sanitário.

- Adição de espécies de algas com capacidade de acúmulo de elevada porcentagem de lipídios em lagoas de alta taxa operadas sob diferentes condições de carga orgânica e hidráulica.

- Correção estequiométrica dos nutrientes a fim de elevar a produtividade de microalgas nas lagoas.

- Estudo da biofloculação das algas com vista a minimização do consumo de produtos químicos requeridos na etapa de separação da biomassa.

- Monitoramento quali-quantitativo das espécies predominantes de algas em LAT alimentadas com efluente sanitário ao longo do ano.

- Utilização consorciada de coagulantes e floculantes para otimização da remoção de matéria orgânica e nutrientes.

8. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABDELAZIZ, A.E., LEITE, G.B., HALLENBECK, P.C., Addressing the challenges for sustainable production of algal biofuels: I. Algal strains and nutrient supply. *Environ. Technol.* 34, 1783–1805, 2013a.

ABDELAZIZ, A.E., LEITE, G.B., HALLENBECK, P.C., Addressing the challenges for sustainable production of algal biofuels: II. Harvesting and conversion to biofuels. *Environ. Technol.* 34, 1807–1836, 2013b.

ACIÉN FERNÁNDEZ, F.G., FERNÁNDEZ SEVILLA, J.M., SÁNCHEZ PÉREZ, J.A., MOLINA GRIMA, E., CHISTI, Y., Airlift driven external loop tubular photobioreactors for outdoor production of microalgae: assessment of design and performance. *Chemical Engineering Science* 56, 2721–2732, 2001.

AISSE M M; JÜNGENSEN, D; REALI M A P; PENETRA R G; FLORENCIO L; SOBRINHO P A, Pós tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por sistemas de flotação. *PROSAB 2*. p 333 - 336, 2001.

AL-SHAMRANI A. A. ; JAMES A. &XIAO H. Destabilisation of oil-water emulsions and separation by dissolved air flotation. *Water Research*, 36, 1503-1512, 2002a.

AL-SHAMRANI A. A. ; JAMES A. & XIAO H. Separation of oil from water by dissolved air flotation. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 209, 15-26, 2002b.

APHA; AWWA; WEF. Standard methods for the examination of water and wastewater: online. Washington, DC, c2006. Disponível em: . Acesso em: fev. 2014.

Al-WIDYAN M.I. ; Al-SHYOUKH A.O. Experimental evaluation of the transesterification of waste palm oil into biodiesel. *Bioresour Technol*, 2002.

ALVES, V. M., Tratamento por Coagulação-Floculação dos Lixiviados do Aterro Sanitário da Região Metropolitana de Florianópolis. Florianópolis, 2007.

ANTOLIN G. ;TINAUT F.V. ;BRICENO Y. ;CASTANO V. ;PEREZ C. ;RAMIREZ A.I. Optimisation of biodiesel production by sunflower oil transesterification. *Bioresour Technol* 83:111–114, 2002.

AZEVEDO NETTO, J. M. Lagoas de estabilização. São Paulo, CETESB, 1975.

AZOV, Y., GOLDMAN, J.C., Free ammonia inhibition of algal photosynthesis in intensive cultures. *Applied and Environmental Microbiology* 43, 735–739, 1982.

AZOV, Y., SHELEF, G., MORAINÉ, R., Carbon limitation of biomass production in high-rate oxidation ponds. *Biotechnology and Bioengineering* 24, 579–594, 1982.

BRATBY, J. ; MARAIS, G.V.R. Flotation. In: Purchas, D.B.(Ed.), *Solid/Liquid Separation Equipment Scale-Up*. Upland Press, 1977.

BEARDALL, J., RAVEN, J.A., Limits to phototrophic growth in dense culture: CO₂ supply and light. In: Borowitzka, M.A., Moheimani, N.R. (Eds.), *Algae for Biofuels and Energy*. Springer, New York, pp. 153–163, 2013.

BENEMANN, J., “Overview: Algae Oil to Biofuels”, NREL-AFOSR Workshop, Algae Oil for Jet Fuel Production, Arlington, VA, February 19, 2008, www.nrel.gov/biomass/pdfs/benemann.pdf.

BENEMANN J.O. *Microalgal Biofuels: A Brief Introduction*, 2009.

BENEMANN J. O . *Systems and Economic Analysis of Microalgae Ponds for Conversion of CO₂ to Biomass*, Final Report to the US Department of Energy. Pittsburgh Energy Technology Center, 1996.

BENEMANN, J.R., 2003. Biofixation of CO₂ and greenhouse gas abatement with microalgae – technology roadmap. Prepared for the U.S. Department of Energy National Energy Technology Laboratory, No. 7010000926.

BENEMANN, J.R., Opportunities and Challenges in Algae Biofuels Production *Algae World* 2008, Singapore, November 17–18, p. 15. 2008.

BENNETT, G. F., The removal of oil from wastewater by flotation: A review, Vol. 18, Issue3, 1988.

BERNARDINO, L. Tratamento de esgotos domésticos em lagoas de estabilização no centro oeste do Brasil. Porto alegre, UFRGS – Curso de Pós-graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental n. p. Diss. maestr. Engenharia Civil, 1988.

BLIGH, E. G.; DYER, W. J. A rapid method of total lipid extraction and purification. *Canadian Journal Biochemistry Physiological*, Ottawa, v. 27, n. 8, p. 911-917, 1959.

BOICHENKO V.A. ; Hoffmann P. Photosynthetic hydrogen production in prokaryotes and eukaryotes—occurrence, mechanism and functions. *Photosynthetica*, 1994.

- BORGES, C. B. Biomassa de microalgas: separação da microalga marinha *nannochloropsis oculata* por coagulação, floculação e flotação por ar dissolvido. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2014.
- BOROWITZKA, M.A., MOHEIMANI, N.R., Open pond culture systems. In: Borowitzka, M.A., Moheimani, N.R. (Eds.), *Algae for Biofuels and Energy*. Springer, New York, pp. 133e152, 2013.
- BOUTERFAS, R., BELKOURA, M., DAUTA, A., Light and temperature effects on the growth rate of three freshwater [2pt] algae isolated from a eutrophic lake. *Hydrobiologia* 489, 207–217, 2002.
- BRATBY, J. e MARAIS, G. V. R. Dissolved air flotation. *Filtration & Separation*, 11, (6), 614-625, 1974.
- Bratby J. and Marais G. v. R. Saturator performance in dissolved-air (pressure) flotation. *Water Research*. Vol. 9, pp. 929-936. 1975.
- Bratby, J., Marais, G.V.R., 1977. Flotation. In: Purchas, D.B. (Ed.), *Solid/Liquid Separation Equipment Scale-Up*. Upland Press, pp. 155–168.
- BRENNAN, L., OWENDE, P., Biofuels from microalgae – a review of technologies for production, processing, and extractions of biofuels and coproducts. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 14, 557–577, 2010.
- CAI, T., PARK, S.Y., LI, Y., Nutrient recovery from wastewater streams by microalgae: status and prospects. *Renew. Sust. Energy Rev.* 19, 360–369, 2013.
- CANADA, E., Canada Gazette Part 1. March 20, 2010 ed, vol. 144. OTTAWA, p. 488, 2010.
- CARISSIMI, E. Reator gerador de flocos – RGF: concepção e desenvolvimento básico. Dissertação. Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Minas, Metalúrgica e dos Materiais, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2003.
- CAUCHIE, H.M., HOFFMANN, L., JASPAR-VERSALI, M.F., SALVIA, M., THOMÉ, J.P., *Daphnia magna* Straus living in an aerated sewage lagoon as a source of chitin: ecological aspects. *Journal of Zoology* 125, 67–78, 1995.
- CHELF, P., Environmental control of lipid and biomass production in two diatom species. *Journal of Applied Phycology* 2, 121–129, 1990.
- CHISTI, Y., Biodiesel from microalgae. *Biotechnology Advances* 25, 294–306, 2007.

- CHO, S., LUONG, T.T., LEE, D., OH, Y.K., LEE, T., Reuse of effluent water from a municipal wastewater treatment plant in microalgae cultivation for biofuel production. *Bioresour. Technol.* 102, 8639–8645, 2011.
- CHRISTENSON, L., SIMS, R., Production and harvesting of microalgae for wastewater treatment, biofuels, and bioproducts. *Biotechnol. Adv.* 29, 686–702, 2011.
- CHUM, H.L., OVEREND, R.P. Biomass and renewable fuels. *Fuel Processing Technology*, 71(1–3), 187-195, 2001.
- CLARK T. Algae for Biofuel: An Overview. Bérengère Pédeprat-Laméchinou, 2009.
- COLEMAN, L.W., ROSEN, B.H., SCHWARTZBACH, S.D., Biochemistry of neutral lipid synthesis in microalgae. In: Johnson, D.A. (Ed.), FY 1986 Aquatic Species Program Annual Report, Solar Energy Research Institute, Golden, Colorado, SERI/SP-231-3071, p. 255, 1987.
- COOKSEY, K.E., GUCKERT, J.B., WILLIAMS, S.A., COLLIS, P.R., Fluorometric determination of the neutral lipid content of microalgal cells using Nile Red. *Journal of Microbiological Methods* 6, 333–345, 1987.
- CRAB, R. ; AVNIMELECH, Y.; DEFOIRDT, T.; BOSSIER, P.; VERSTRAETE, W. Nitrogen removal techniques in aquaculture for a sustainable production. *Aquaculture* 270, 1–14. 2007.
- CRAGGS, R.J., 2005. Advanced integrated wastewater ponds. In: Shilton, A. (Ed.), *Pond Treatment Technology*, IWA Scientific and Technical Report Series, IWA, London, UK, pp. 282–310.
- CRAGGS, R.J., HEUBECK, S., LUNDQUIST, T.J., BENEMANN, J.R., Algae biofuel from wastewater treatment high rate algal ponds. *Water Science and Technology*, 2010.
- CRAGGS, R., LUNDQUIST, T.J., BENEMANN, J.R., Wastewater treatment and algal biofuel production. In: Borowitzka, M.A., Moheimani, N.R. (Eds.), *Algae for Biofuels and Energy*. Springer, New York, pp. 153–163, 2013.
- CRAGGS, R., PARK, J., HEUBECK, S., SUTHERLAND, D., High rate algal pond systems for low-energy wastewater treatment, nutrient recovery and energy production. *New Zeal. J. Bot.* 52(1), 60–73, 2014.

- CRAGGS, R., SUTHERLAND, D., CAMPBELL, H., Hectare-scale demonstration of high rate algal ponds for enhanced wastewater treatment and biofuel production. *J. Appl. Phycol.* 24, 329–337, 2012.
- CROMAR, N.J., FALLOWFIELD, H.J., Effect of nutrient loading and retention time on performance of high rate algal ponds. *J. Appl. Phycol.* 9, 301–309, 1997.
- DAS D. ; VEZIROGLU T.N. Hydrogen production by biological processes: a survey of literature. *Intern J Hydrogen Energy*, 2001.
- DE GODOS, I., BLANCO, S., GARCÍA-ENCINA, P.A., BECARES, E., MUNOZ, R., Long-term operation of high rate algal ponds for the bioremediation of piggery wastewaters at high loading rates. *Bioresour. Technol.* 100, 4332–4339, 2009.
- DEMAIN A.L. ; NEWCOMB M. ; WU J.H. Cellulase, clostridia, and ethanol. *Microbiol Mol Biol Rev*, 2005.
- DEMIRBAS, M.F., Biofuels from algae for sustainable development. *Appl. Energy* 88, 3473–3480, 2011.
- DESHPANDE , S.S. Food legumes in Human nutrition: a personal perspective. *CRC Critical Reviews in Food Science and Nutrition*, Boca Raton, v.32, n.4, p.333-363, 1992.
- DI BERNARDO, L., Métodos e técnicas de tratamento de água. Rio de Janeiro, ABES, 1993.
- DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. D. B. Métodos e técnicas de tratamento de água. São Carlos, RiMa, 2ed., 2.v, 2005.
- DIBENEDETTO, A. The potential of aquatic biomass for CO₂-enhanced fixation and energy production. *Greenhouse Gases: Science and Technology*, 2011.
- DISMUKES G.C. ; CARRIERI, D. ; BENNETTE, N. ; ANANYEV G.M. ; POSEWITZ M.C. Aquatic phototrophs: efficient alternatives to land-based crops for biofuels. *Current Opinion in Biotechnology*, 2008.
- DONOHUE, T. J., & COGDELL, R. J. Microorganisms and clean energy. *Nature Reviews. Microbiology*, 4, 11.) , 2006.
- DUCKER WA, XU Z, ISRAELACHVILI JN. Measurements of hydrophobic and DLVO forces in bubble-surface interactions in aqueous solutions. *Langmuir*, 1994.
- ECKENFELDER W. W. Jr. *Industrial Water Pollution Control*, Mc Graw-Hill, New York, 2000.

- Eckenfelder W W, Jr. Principles of water quality management. Boston, MA: CBI Publishing Co., 1980. 717 p.
- EDZWALD J. K. Principles and applications of dissolved air flotation. *Water Science and Technology*, 31, 1-23, 1995.
- ELLIOTT, L.G., FEEHAN, C., LAURENS, L.M.L., PIENKOS, P.T., DARZINS, A., POSEWITZ, M.C., Establishment of a bioenergy-focused microalgal culture collection. *Algal Res.* 1, 102–113, 2012.
- ENGLERT A. H. ; RODRIGUES R. T. & RUBIO J. Dissolved air flotation (DAF) of fine quartz particles using an amine as collector. *International Journal of Mineral Processing*, 90, 27-34, 2009.
- FALLOWFIELD, H. J.; CROMAR, N. J. & EVISON, L. M. Coliforme die-off rate constants in high rate algal pond and the effect of operational and environmental variables. *Water Science Technology*, v. 34, n 11, p 141-147, 1996.
- GARCÍA, J., GREEN, B.F., LUNDQUIST, T., MUJERIEGO, R., HERNÁNDEZ-MARINÉ, M., OSWALD, W.J., Long term diurnal variations in contaminant removal in high rate ponds treating urban wastewater. *Bioresource Technology* 97, 1709–1715, 2006.
- GAFFRON H. ; RUBIN J. Fermentative and photochemical production of hydrogen in algae. *J Gen Physiol* 26:219–240, 1942.
- GREGOR J. E. ; NOKES C. J. ; FENTON E. “Optimising Natural Organic Matter Removal Form Low Turbidity Waters by Controlled pH Adjustment of Aluminium Coagulation”, *Water Research*, v.31, n.12,1997.
- GRIFFIHS, M.J., HARRISON, S.T.L., Lipid productivity as a key characteristic for choosing algal species for biodiesel production 3rd Congress of the International Society for Applied Phycology. *Journal of Applied Phycology*, Galway, 2008.
- GROBBELAAR, J.U., Do light/dark cycles of medium frequency enhance phytoplankton productivity? *J. Appl. Phycol.* 1, 333–340, 1989.
- GROBBELAAR, J.U., Mass production of microalgae at optimal photosynthetic rates. *Intech*. 2013.
- GROBBELAAR, J.U., Microalgal biomass production: challenges and realities. *Photosynth. Res.* 106, 135–144, 2010.

- GROBBELAAR, J.U., Microalgae mass culture: the constraints of scaling-up. *J. Appl. Phycol.* 24 (3), 315–318, 2012.
- GROBBELAAR, J.U., Physiological and technological considerations for optimising mass algal cultures. *J. Appl. Phycol.* 12, 201–206, 2000.
- GROBBELAAR, J.U., Turbulence in mass algal cultures and the role of light/dark fluctuations. *J. Appl. Phycol.* 6, 331–335, 1994.
- GROBBELAAR, J.U., Upper limits of photosynthetic productivity and problems of scaling. *J. Appl. Phycol.* 21, 519–522, 2009.
- GOUVEIA L. ; OLIVEIRA A. C. Microalgae as a raw material for biofuels production. *J Ind Microbiol Biotechnol*, 2009.
- GUDIN C. and THEPENIER C. Bioconversion of solar energy into organic chemicals by microalgae. In: *Advances in Biotechnological Processes*. Alan R. Liss, USA, 6: 73- 110, 1986.
- HADIYANTO, H., ELMORE, S., GERVEN, T.V., STANKIEWICZ, A., Hydrodynamic evaluations in high rate algae pond (HRAP) design. *Chem. Eng. J.* 217, 231–239, 2013.
- HANKAMER B. ; LEHR F. ; RUPPRECHT J. et al. Photosynthetic biomass and H₂ production: From bioengineering to bioreactor scale up. *Physiol Plantarum* 131:10–21, 2007.
- HANOTU J, BANDULASENA HCH, ZIMMERMAN WB. Microflotation performance for algal separation. *Biotechnol Bioeng*, 2012.
- HOLMGREN, D., *Permaculture: Principle and Pathways Beyond Sustainability*. Holmgren Design Services, Victoria, 2002.
- HO, S. H. et al. Characterization and optimization of carbohydrate production from an indigenous microalga *Chlorella vulgaris* FSP-E. *Bioresource Technology*, 2012. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2012.10.100>.
- HOSNY A. Y. Separating oil from oil-water emulsions by electroflotation technique. *Separations Technology*, 6, 9-17. 1996.
- HU, D., LIU, H., YANG, C., & HU, E. The design and optimization for light-algae bioreactor controller based on Artificial Neural Network-Model Predictive Control. *Acta Astronautica*, 63, 1067-1075, 2008

HUNTLEY, M., & REDALJE, D. CO₂ Mitigation and Renewable Oil from Photosynthetic Microbes: A New Appraisal. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 12, 4, 573-608, 2007

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Disponível em:<www.ibge.gov.br>, 2010.

JÖNSSON L. Dissolved Air Flotation and Kaldnes biofilm flocs – studies of bubbles, flocs, aggregates using borescope visualisation technique, Report nr 3238, Dep of Water Resources Engineering, Univ of Lund, Lund, Sweden, 2002.

JÜRGENSEN, D. & RICHTER, C. A. Tratamento de esgotos por digestão anaeróbia – Coagulação e flotação. SANARE. Curitiba, SANEPAR. 1 (1): 19-20. Jul/Set 1994.

KAGAMI, M., DE BRUIN, A., IBELINGS, B., VAN DONK, E., Parasitic chytrids: their effects on phytoplankton communities and food-web dynamics. *Hydrobiologia* 578, 113–129., 2007.

KELLNER, E. & PIRES, E. C. 1998. Lagoas de Estabilização: Projeto e Operação. Rio de Janeiro: ABES, 244p.

KERBAUY, G. B. Fisiologia Vegetal. 2ª ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2008.

KIRK, J. T. O. Light and Photosynthesis in Aquatic Ecosystems, 2nd edition. Cambridge Univ. Press, Cambridge, 1994.

KITCHENER J. A. & GOCHIN R. J., The mechanism of dissolved air flotation for potable water: basic analysis and a proposal. *Water Research*, 15, 585-590, 1981.

KROON, B.M.A., KEYELAARS, H.A.M., FALLOWFIELD, H.J., MUR, L.R., Modelling high rate algal pond productivity using wavelength dependent optical properties. *J. Appl. Phycol.* 1, 247–256, 1989.

LANG X. ; DALAI A. K. ; BAKHSHI N. N. ; REANEY M. J. ; HERTZ P. B. Preparation and characterization of bio-diesels from various biooils. *Bioresour Technol* 8:53–62, 2001.

LARSDOTTER, K., Wastewater treatment with microalgae – a literature review. *Vatten* 62, 31–38, 2006.

LEE S.I.; KOOPMAN B.; LINCOLN E.P., *Water Sci. Technol.* 26, 1992.

LEE K.E., N. MORAD, T.T. TENG, B.T., Development, characterization and the application of hybrid materials in coagulation/flocculation of wastewater: a review, *Chem. Eng. J*, 2012.

LEITE, G.B., ABDELAZIZ, A.E.M., HALLENBECK, P.C., Algal biofuels: challenges and opportunities. *Bioresour. Technol.* 145, 134–141, 2013.

LI, X.-B., LIU, J.-T., WANG, Y.-T., WANG, C.-Y. & ZHOU, X.-H., Separation of Oil from Wastewater by Column Flotation. *Journal of China University of Mining and Technology*, 2007.

LIU JC, CHEN YM, JU Y-H. Separation of algal cells from water by column flotation. *Sep Sci Technol*, 1999.

LOBATO, S.J.M; REALI, M.A.P.; FAITANIN. L. (1995) O sucesso do emprego da flotação por ar dissolvido no pré-tratamento da água bruta da E.T.A MEAÍPE-ES. In: 18º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, Salvador, 1995. Anais. Salvador, ABES,1995.

MACEDO, M.F., DUARTE, P., FERREIRA, J., The influence of incubation periods on photosynthesis–irradiance curves. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 274, 101–120, 2002.

MARA, D. D. Waste Stabilization ponds: Effluent Quality Requirements and Implications for process Design. *Water Science and technology*, v.. 33, nº 7, pág 23-31, 1996.

MARA D. D. & PEARSON H. Artificial freshwater environment: waste stabilization ponds. In: REHM, H. J. & REED, G., ed. *Biotechnology*. Weinheim, Verlagsgesellschaft. v. 8, chap. 4, p 177-206, 1986.

MELIS, A., Solar energy conversion efficiencies in photosynthesis: minimizing the chlorophyll antennae to maximize efficiency. *Plant Science* 177, 272–280, 2009.

MELIS A. ; ZHANG L.P. ; FORESTIER M. et al. Sustained photobiological hydrogen gas production upon reversible inactivation of oxygen evolution in the green alga *Chlamydomonas reinhardtii*. *Plant Physiol* 122:127–136, 2000.

MOFFETT J. W. “The Chemical of High-Rate Water Treatment”, *Journal AWWA*, v.11, 1968.

MOLINA GRIMA E, BELARBI EH, ACIÉN FERNÁNDEZ FG, ROBLES MEDINA A, CHISTI Y. Recovery of microalgal biomass and metabolites: process options and economics. *Biotechnol Adv*, 2003.

MONTEGGIA, L. O.; TESSELE, F.; OLIVEIRA D. (2005). Application of UASB reactor effluent on corn crop irrigation: water quality aspects. In: VIII Taller y simposio latinoamericano sobre digestion anaerobia, Punta del Este. Proceedings VIII Latin American workshop and symposium on Anaerobic Digestion. p.575, 2005.

MONTEGGIA L O; TESSELE F, Remoção físico-química de algas e fósforo de efluentes de lagoas de alta taxa. Em: Chenicharo C, (coordenador). Coletânea de Trabalhos Técnicos - Volume 2 . Pós tratamento de efluentes de reatores anaeróbios. PROSAB 2. p 97- 102, 2001.

NACZK, M., NICHOLS, T., PINK, D., SOSULSKI, F. Condensed tannins in canola hulls. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, Washington DC, v.42, n.10, p.2196-2200, 1994.

NASCIMENTO J. R. S. Lagoas de Alta Taxa De Produção de Algas Para Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios, 2001.

NUNES, M. L. A. Avaliação da eficiência de diferentes produtos químicos utilizados na coagulação da água. Departamento de Engenharia Ambiental, Fundação Universidade Federal de Rondônia. Ji-Paraná, 2011.

ØDEGAARD, H. Chemical flocculation formation in wastewater treatment –introduction. *Prog. Wat. Tech, Supl. 1*, p. 103 -110, Pergamon Press, 1998.

OGBONNA, J.C., TANAKA, H., Light requirement and photosynthetic cell cultivation Development of processes for efficient light utilization in photobioreactors. *Journal of Applied Phycology* 12, 207–218, 2000.

OSWALD, W.J., Algal production – problems, achievements and potential. In: Shelef, G., Soeder, C.J. (Eds.), *Algae Biomass*. Elsevier North/Holland/Biomedical Press, Amsterdam, Netherland, pp. 1–8, 1980.

OSWALD, W.J., GOLUEKE, C.G., Biological transformation of solar energy. *Advances in Applied Microbiology*, 1960.

OSWALD, W.J., Golueke, C.G., Biological transformation of solar energy. *Advances in Applied Microbiology* 11, 223–242, 1960.

OSWALD W. J. ;GOULEKE C. G. & TYLER R. W. Integrated Pond Systems for subdivisious. *Jornal of the Pollution Control Federation*. v. 39, p 1289-1304, 1997.

OSWALD W. J. Introduction to advanced integrated wastewater ponding systems. *Water Science Technology*, v. 24, n. 5, p. 1-7, 1991.

OSWALD, W.J., Micro-algae and waste-water treatment. In: Borowitzka, M.A., Borowitzka, L.J. (Eds.), *Microalgal Biotechnology*. Cambridge University Press, New York, USA, pp. 305–328, 1988.

OSWALD, W.J., Sewage treatment in tropical high rate ponds. In: *National Conference on Environmental Engineering*, Lake Buena Vista, 1987.

PAERL HW, FULTON RS 3rd, MOISANDER PH et al. Harmful freshwater algal blooms, with an emphasis on cyanobacteria. *Scientific World Journal* 1:76–113, 2001.

PAPAZI A, MAKRIDIS P, DIVANACH P. Harvesting *Chlorella minutissima* using cell coagulants. *J Appl Phycol*, 2010.

PARK, J.B.K., CRAGGS, R.J., SHILTON, A.N., Wastewater treatment high rate algal ponds for biofuel production. *Bioresour. Technol.* 102, 35–42, 2011a.

PARK, J.B.K., CRAGGS, R.J., SHILTON, A.N., Recycling algae to improve species control and harvest efficiency from a high rate algal pond. *Water Res.* 45, 6637– 6649, 2011b.

PARK, J.B.K., CRAGGS, R.J., Wastewater treatment and algal production in high rate algal ponds with carbon dioxide addition. *Water Science and Technology* 61, 633–639, 2010.

PAVANELLI, G. ; DI BERNARDO, L. Eficiência de diferentes tipos de coagulantes na coagulação, floculação e sedimentação de água com cor ou turbidez elevada. *Escola de Engenharia de São Carlos - Universidade de São Paulo*. São Carlos, 2001.

PEREZ-GARCIA, O.; ESCALANTE, F.M.E.; DE-BASHANLE.; BASHAN, Y., Heterotrophic cultures of microalgae: Metabolism and potential products. *Water Research*, v. 45, 2011.

PIENKOSP. T. & DARZINS A. The promise and challenges of microalgal-derived biofuels. *National Renewable Energy Laboratory*, Colorado, USA, 2009.

PITTMAN, J.K., DEAN, A.P., OSUNDEKO, O., The potential of sustainable algal biofuel production using wastewater resources. *Bioresour. Technol.* 102, 17–25, 2011.

POWELL, N., SHILTON, A., CHISTI, Y., PRATT, S., Towards a luxury uptake process via microalgae – defining the polyphosphate dynamics. *Water Research* 43, 4207–4213, 2009.

POWELL, N., SHILTON, A., PRATT, S., CHISTI, Y., Luxury uptake of phosphorus by microalgae in full-scale waste stabilisation ponds. *Water Science and Technology*, 2010.

PULZ, O., Photobioreactors: production systems for phototrophic microorganisms. *Applied Microbiology and Biotechnology* 57, 287–293, 2001.

RATLEDGE C. ; WYNN J.P. The biochemistry and molecular biology of lipid accumulation in oleaginous microorganisms. *Adv Appl Microbiol*, 2002.

RATLEDGE C. Single cell oils — have they a biotechnological future? *Trends Biotechnol*, 1993.

RAWAT, I., RANJITH KUMAR, R., MUTANDA, T., BUX, F., Dual role of microalgae: phycoremediation of domestic wastewater and biomass production for sustainable biofuels production. *Appl Energy* 88, 3411–3424, 2011.

REDFIELD, A.C., KETCHUM, B.H., RICHARDS, F.A., The influence of organisms on the composition of seawater. In: Hill, N. (Ed.), *In the Sea*, 2nd edition. Wiley, New York, USA, pp. 26–77, 1963.

REYNOLDS C. S. The ecology of freshwater phytoplankton. Cambridge University Press, Cambridge, UK, 1984.

RICHMOND, A., CHENG-WU, Z., ZARMI, Y., Efficient use of strong light for high photosynthetic productivity: interrelationships between the optical path, the optimal population density and cell-growth inhibition. *Biomolecular Engineering* 20, 229–236, 2003.

RICHMOND, A., Principles for attaining maximal microalgal productivity in photobioreactors: an overview. *Hydrobiologia* 512, 33–37, 2004.

RICHMOND, A., *Handbook of Microalgal Culture: Biotechnology and Applied Phycology*. Blackwell Science, Oxford, 2004.

RODOLFIL. ; ZITTELLI G. C. ; BASSI N. ; PADOVANI G. ; BIONDI N. ; BONINI G. ; TREDICI M. R.. Microalgae for Oil: Strain Selection, Induction of Lipid Synthesis and Outdoor Mass Cultivation in a Low-Cost Photobioreactor. *Biotechnology and Bioengineering*, 2008.

ROSAJ. J. Tratamento de efluentes oleosos por floculação pneumática em linha e separação por flotação - processo FF. Porto Alegre: UFRGS, 2002.

RUBIO J, SOUZA ML, SMITH RW. Overview of flotation as a wastewater treatment technique. *Miner Eng*, 2002.

- SALIM S, BOSMA R, VERMUE MH, WIJFFELS RH. Harvesting of microalgae by bioflocculation. *J Appl Phycol*, 2011.
- SANTOS H. R. Aplicação de Coagulantes no Efluente de Reator Anaeróbio de Leito Expandido Alimentado com Esgoto Sanitário. São Carlos, 2001.
- SCHAUB G. ; Kolb T. ; STEIGER W. Biofuels. Second-generation biofuels. *Chemie Ingenieurtechnik* 79:1325–1326, 2007.
- SCHENK P. M. ; THOMAS-Hall S. R. ; STEPHENS E. ; Marx U. C. ; MUSSGNUG J. H. ; POSTEN C. ; Kruse O. ; HANKAMER B. *Second Generation Biofuels: High-Efficiency Microalgae for Biodiesel Production*, 2008.
- SCHLUTER, M., GROENEWEG, J., Mass production of freshwater rotifers on liquid wastes I. The influence of some environmental factors on population growth of *Brachionus rubens*. *Aquacultures* 25, 17–24, 1981.
- SELLNER K. G. ; DOUCETTE G. J. ; KIRKPATRICK G. J. Harmful algal blooms: causes, impacts and detection. *J Ind Microbiol Biotechnol*, 2003.
- SHEEHAN J. ; DUNAHAY T. ; BENEMANN J. et al. A look back at the U.S. Department of Energy's Aquatic Species Program-biodiesel from algae. National Renewable Energy Laboratory, 1998.
- SHELEF G, SUKENIK A, GREEN M. Microalgae harvesting and processing: a literature review. Haifa, Israel: Technion Research and Development Foundation Ltd., 1984.
- SHIMADA P. ; BIDONE F. & ALMEIDA FILHO M. Estudo de lagoas de estabilização para tratamento de esgotos doméstico na região centro-oeste. *Revista DAE*, São Paulo, 47 (150), p. 268-74, dez, 1987.
- SHOW K-Y, LEE D-J. Algal biomass harvesting. In: Pandey A, Lee D-J, Chisti Y, Soccol CR, editors. *Biofuels from Algae*. Burlington: Elsevier, 2014.
- SILER-MARINKOVIC S. ; TOMASEVIC A. Transesterification of sunflower oil in situ. *Fuel* 77(12):1389–1391, 1998.
- SILVA, B.F. et al Extração Contínua do pigmento do urucum Via extrator de Soxhlet. Trabalho Acadêmico, Universidade Federal de Goiás, 2009.
- SILVA S. A. & MARA D. D. Tratamento biológicos de águas residuárias: lagoas de estabilização. Rio de Janeiro, ABES. 140p, 1979.

SILVA S. A. ; MARA D. D. & OLIVEIRA, R. The performance of a series of five deep waste stabilization ponds in Northeast Brazil, *Waste Science and Technology*, 19, n. 12, p 61-64. 1987.

SGARBIERI, V.C. Proteínas em alimentos protéicos: propriedades - degradações - modificações. São Paulo : Varela, 1996. Cap. 5: Deterioração e modificações químicas, físicas e enzimáticas de proteínas.

SMITH BT, DAVIS RH. Sedimentation of algae flocculated using naturally available, agnesium-based flocculants. *Algal Res*, 2012.

SOEDER, C.J., HEGEWALD, E., FIOLITAKIS, E., GROBBELAAR, J.U., Temperature dependence of population growth in a green microalga: thermodynamic characteristics of growth intensity and the influence of cell concentration. *Zeitschrift fur Naturforschung* 40c, 227–233, 1985.

SOLARI J. A. Avanços recentes no tratamento de efluentes por flotação a ar dissolvido. *Engenharia Sanitária*, Rio de Janeiro, Vol.20, N°3, pp. 332-335, 1981.

SREENIVASARAO, K.; DOYLE, F. M. e FUERSTENAU, D. W. Removal of Toxic. EPD Congress 1993. Proc. Symp TMS Annual Meeting Metals from Dilute Effluents by Ion Flotation, p. 45-56, 1993.

STEPHENSON, P.G., MOORE, C.M., TERRY, M.J., ZUBKOV, M.V., BIBBY, T.S., Improving photosynthesis for algal biofuels: toward a green revolution. *Trends Biotechnol.* 29 (12), 615–623, 2011.

SUTHERLAND, D.L., HOWARD-WILLIAMS, C., TURNBULL, M.H., BROADY, P.A., CRAGGS, R.J., Frequency of CO₂ supply affects wastewater microalgal photosynthesis, productivity and nutrient removal efficiency in mesocosms: implications for full-scale high rate algal ponds. *J. Appl. Phycol*, 2014.

STRUMEYER, D.H., MALIN, M.J. Condensed tannins in grain sorghum: isolation, fractionation, and characterization. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, Washington DC, v.23, n.5, p.909-914, 1975.

TAIZ, L., ZEIGER, E. *Fisiologia Vegetal*. 3ª edição. Editora Artmed, 2004, 719p.

TAMPIER, M., Microalgae Technologies and Processes for Biofuels/Bioenergy Production in British Columbia: Current Technology, Suitability and Barriers to Implementation Prepared for The British Columbia Innovation Council. January 14, 2009.

TCHOBANOGLIOUS G. ; BURTON F. ; STENSEL D. “Wastewater Engineering”, Metcalf & Eddy, Mc graw Hill, 2003.

TEIXEIRA, M. R. & ROSA, M. J., Comparing dissolved air flotation and conventional sedimentation to remove cyanobacterial cells of *Microcystis aeruginosa* Part 1: The key operating conditions. *Separation and Purification Technology*, 52, 84-94, 2006.

TEIXEIRA, M. R., SOUSA, V. & ROSA, M. J., Investigating dissolved air flotation performance with cyanobacterial cells and filaments. *Water Research*, 44, 3337-3344, 2010.

RODRIGUES R. T. Princípios e Aplicações da Flotação por Ar Dissolvido (FAD), UFRGS, 2013.

RODRIGUES R. T. Tratamento de águas oleosas de plataformas marítimas por flotação por ar dissolvido, Dissertação de Mestrado, PPGEM-UFRGS, Porto Alegre, 1999.

RODRIGUES R. T. Desenvolvimento da técnica LTM-Bsizer para a caracterização de bolhas e avaliação de parâmetros no processo de flotação Tese de Doutorado, PPGEM-UFRGS, Porto Alegre, 2004.

RODRIGUES, R. T. ; TABOSA, É. O. ; VARELA, J. J. ; RUBIO, J. . Nova técnica para avaliação da distribuição de tamanho de bolha na flotação. In: XX Encontro Nacional de Tratamento de Minérios e Metalurgia Extrativa, 2004, Florianópolis. XX Encontro Nacional de Tratamento de Minérios e Metalurgia Extrativa, 2004. v. 2. p. 79-86.

TESSELE, F., MONTEGGIA, L. O., & RUBIO, J. Treatment of municipal wastewater UASB reactor effluent by unconventional flotation and UV disinfection. *Water Science and Technology : a Journal of the International Association on Water Pollution Research*, 52, 1-2, 2005.

TESSELE, F., Tratamento de efluentes de reator anaeróbio de manto de lodos de fluxo ascendente (UASB) por flotação convencional e desinfecção ultravioleta. Tese. Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2011.

TILLET, D.M., Ph.D. Thesis: Lipid productivity and species competition in laboratory models of algae mass cultures. The School of Chemical Engineering, Georgia Institute of Technology, 1988.

TORZILLO, G., PUSHPARAJ, B., MASOJIDEK, J., VONSHAK, A., Biological constraints in algal biotechnology. *Biotechnology and Bioprocess Engineering* 8, 338 – 348, 2003.

UDUMAN, N., QI, Y., DANQUAH, M.K., FORDE, G.M., HOADLEY, A., Dewatering of microalgal cultures: a major bottleneck to algae-based fuels. *J. Renew. Sustainable Energy*, 2010.

VAN DEN HENDE, S., VERVAEREN, S., DESMET, S., Boon, N., Bioflocculation of microalgae and bacteria combined with flue gas to improve sewage treatment. *New Biotechnol.* 29, 24–31, 2011.

VAN HARMELEN, T., OONK, H., Microalgae biofixation processes: applications and potential contributions to greenhouse gas mitigation options TNO Built Environmental and Geosciences. Apeldoorn. Prepared for the International Network on Biofixation of CO₂ and greenhouse gas abatement with Microalgae. Operated under the International Energy Agency Greenhouse Gas R&D Programme, The Netherlands (Order No. 36562), 2006.

VANDAMME D, FOUBERT I, MUYLAERT K. Flocculation as a low-cost method for harvesting microalgae for bulk biomass production. *Trends Biotechnol*, 2013.

VÁRADI, L., BARDÓCZ, T., OBERDIECK, A., Sustain Aqua Handbook – A Handbook for Sustainable Aquaculture. SustainAqua. <www.sustainaqua.org>, 2009.

VICTORETTI B. A. Contribuição ao emprego de lagoas de estabilização como processo de depuração de esgotos domésticos. São Paulo, CETESB, 131 p. 1973.

VIEIRA, S. M. M., CARVALHO, J. L., BARIJAN, F. P. O., & RECH, C. M. Application of the UASB technology for sewage treatment in a small community at Sumare, Sao Paulo State. *Water Science and Technology : a Journal of the International Association on Water Pollution Research*, 30, 12, 203, 1994.

VON SPERLING, Marco. Princípios de tratamento biológicos de águas residuárias. Minas Gerais, Departamento de engenharia sanitária e ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais. vol.3., 134p, 1996.

- WAHLEN B.D. ; WILLIS R. M. ; SEEFELDT L.C. ; Biodiesel production by simultaneous extraction and conversion of total lipids from microalgae, cyanobacteria, and wild mixed-cultures. *Energy Environ*, 2010.
- WALKER, D.A., Biofuels, facts, fantasy and feasibility. *Journal of Applied Phycology* 21, 509–517, 2009.
- WALKER, D.A., The Z-scheme – down hill all the way. *Trends in Plant Science* 7, 183–185, 2002.
- WEISSMAN, J.C., GOEBEL, R.P., Factors affecting the photosynthetic yield of microalgae. In: Johnson, D.A., (Ed.) FY 1986 Aquatic Species Program Annual Report, Solar Energy Research Institute, Golden, Colorado, SERI/SP-231-3071, pp. 139–168, 1987.
- WEISSMAN, J.C., GOEBEL, R., Photobioreactor design: mixing, carbon, utilization and oxygen accumulation. *Biotechnology and Bioengineering* 31, 226–344, 1988.
- WETZEL R. G. & LIKENS G. E., *Limnological Analysis*. 3. ed. Springer. New York, 2000.
- YANG P. Y. & NEGANO S. Y. Integrated Anaerobic Digestion and Algal-Biomass Treatment Process for Swine Wastewater. *Proceedings*. In: 37^a Conferencia da Universidade de Purdue, p. 141-161, 1982.
- YANG W.Y., J.W. QIAN, Z.Q. SHEN, A novel flocculant of Al(OH)₃polyacrylamide ionic hybrid, *Colloid Interf. Sci.* 273, 2004.
- ZOUBOULIS, A. I. & AVRANAS, A., Treatment of oil-in-water emulsions by coagulation and dissolved-air flotation. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 172, 153-161, 2000.
- ZHU, X.-G., LONG, S.P., ORT, D.R., What is the maximum efficiency with which photosynthesis can convert solar energy into biomass? *Current Opinion in Biotechnology* 19, 153–159, 2008.

Tabela A1.1 - Resultados médios da remoção de turbidez obtidos nos teste de jarros utilizando Cloreto Férrico durante a Etapa I.

Cloreto Férrico pH neutro (7,24) Etapa I			Cloreto Férrico pH básico (9,19) Etapa I		
Turbidez inicial		193	Turbidez inicial		110
Conc. mg/L	Turbidez Residual (NTU)	Eficiência (%)	Conc. mg/L	Turbidez Residual (NTU)	Eficiência (%)
15	28,8	85,1 ± 2,5	15	19,3	82,5 ± 2,6
20	18,3	90,5 ± 2,6	20	17,8	83,8 ± 2,8
25	23,4	87,9 ± 2,8	25	17,7	83,9 ± 2,3
30	28,5	85,2 ± 2,2	30	17,4	84,2 ± 2,2
35	30,2	84,4 ± 2,5	35	17,3	84,3 ± 2,7
40	27,6	85,7 ± 2,3	40	16,9	84,6 ± 2,5

Tabela A1.2 - Resultados médios da remoção de turbidez obtidos nos teste de jarros utilizando Sulfato de Alumínio durante a Etapa I.

Sulfato de Alumínio pH neutro (7,03) Etapa I			Sulfato de Alumínio pH básico (9,20) Etapa I		
Turbidez inicial		169	Turbidez inicial		122
Conc. mg/L	Turbidez Residual (NTU)	Eficiência (%)	Conc. mg/L	Turbidez Residual (NTU)	Eficiência (%)
45	44,6	73,6 ± 2,3	45	78,9	35,3 ± 2,7
50	36,4	78,5 ± 2,9	50	77,8	36,2 ± 2,8
55	37,9	77,6 ± 2,6	55	72,4	40,7 ± 2,0
60	35,5	79,0 ± 2,8	60	70,9	41,9 ± 2,5
65	33,2	80,4 ± 2,2	65	71,2	41,6 ± 2,5
70	28,9	82,9 ± 2,5	70	67,8	44,4 ± 2,3
75	33,1	80,4 ± 2,5	75	66,2	45,7 ± 2,6

Tabela A1.3 - Resultados médios da remoção de turbidez obtidos nos teste de jarros utilizando Sulfloc 5000 durante a Etapa I.

Sulfloc 5000 pH básico (9,09) Etapa I			Sulfloc 5000 pH neutro (7,15) Etapa I		
Turbidez inicial		81,3	Turbidez inicial		92,1
Conc. mg/L	Turbidez Residual (NTU)	Eficiência (%)	Conc. mg/L	Turbidez Residual (NTU)	Eficiência (%)
40	32,1	60,5 ± 2,1	40	34,5	62,5 ± 2,1
45	26,7	67,2 ± 1,7	45	25,7	72,1 ± 2,2
50	22,6	72,2 ± 1,9	50	22,2	75,9 ± 2,0
55	21,8	73,2 ± 1,8	55	24,3	73,6 ± 1,9
60	21,7	73,3 ± 2,2	60	22,1	76,0 ± 1,7
65	19,9	75,5 ± 2,1	65	20,4	77,9 ± 1,5

Tabela A1.4 - Resultados médios da remoção de turbidez obtidos nos teste de jarros utilizando Tanac sg durante a Etapa II.

Tanac sg pH neutro (7,12) Etapa II			Tanac sg pH básico (9,05) Etapa II		
Turbidez inicial		305	Turbidez inicial		312
Conc. mg/L	Turbidez Residual (NTU)	Eficiência (%)	Conc. mg/L	Turbidez Residual (NTU)	Eficiência (%)
25	53,2	82,6 ± 1,0	25	65,8	78,9 ± 1,2
30	45,5	85,1 ± 0,8	30	54,8	82,4 ± 0,9
35	45,7	85,0 ± 1,2	35	53,9	82,7 ± 1,0
40	40,3	86,8 ± 1,3	40	48,3	84,5 ± 1,4
50	24,4	92,0 ± 0,9	50	32,9	89,5 ± 1,6
55	33,1	89,1 ± 1,1	55	38,9	87,5 ± 1,1

Tabela A1.5 - Resultados médios da remoção de turbidez obtidos nos teste de jarros utilizando Cloreto Férrico durante a Etapa II.

Cloreto férrico pH neutro (7,06) Etapa II			Cloreto férrico pH neutro (9,08) Etapa II		
Turbidez inicial		246	Turbidez inicial		289
Conc. mg/L	Turbidez Residual (NTU)	Eficiência (%)	Conc. mg/L	Turbidez Residual (NTU)	Eficiência (%)
15	66,5	73,0 ± 1,2	10	88,9	69,2 ± 1,5
20	59,1	76,0 ± 1,2	15	77,8	73,1 ± 1,7
25	58,6	76,2 ± 1,4	20	70,1	75,7 ± 1,1
30	55,7	77,4 ± 1,3	25	68,3	76,4 ± 1,2
35	45,8	81,4 ± 1,0	30	63,2	78,1 ± 1,4
40	32,3	86,9 ± 1,2	35	57,7	80,0 ± 1,9
45	42,4	82,8 ± 1,1			

Tabela A2.1 - Resultado do perfil da LAT- B realizado em 10/04/2012.

Data 10/04/2012		LAT-B	
Hora	Condição do tempo	Temperatura (°C)	Oxigênio dissolvido
06:00	sem nuvens	22,4	0,5
07:00	ensolarado	22,3	1,2
08:00	nublado	24,4	2,6
10:00	ensolarado	24,6	12,2
12:00	ensolarado	25,3	19,6
14:00	ensolarado	27,2	20
16:00	ensolarado	27,8	15,7
17:00	ensolarado	27,3	15,8
18:00	ensolarado	26,8	15,5
19:00	noite sem nuvens	26,2	9,2
20:00	noite sem nuvens	25,4	1,5

Tabela A2.2 - Resultado do perfil da LAT- B realizado em 28/06/2012.

Data 28/06/2012		LAT-B				
Hora	Condição do tempo	Temperatura	O.D. LAT-B	O.D. Sat.	pH	Redox
hh:mm		(°C)	(mg/L)	(%)		(mV)
06:30	céu aberto	11,50	0,93	8,70%	7,38	-55,80
07:30	céu aberto	11,20	0,94	8,70%	7,45	-59,30
08:30	Ensolarado	11,20	1,06	9,80%	7,51	-62,50
09:30	Ensolarado	11,70	1,33	12,40%	7,52	-63,50
10:30	Ensolarado	12,30	2,08	19,60%	7,56	-65,50
11:30	Ensolarado	13,30	3,49	33,80%	7,65	-70,60
12:30	Ensolarado	14,50	4,86	48,30%	7,71	-74,20
13:30	Ensolarado	15,40	6,00	60,70%	7,80	-79,50
14:30	Ensolarado	16,20	6,87	70,90%	7,86	-83,00
15:30	Ensolarado	16,60	6,99	72,70%	7,89	-84,30
16:30	Ensolarado	16,40	6,50	67,30%	7,85	-82,40
17:30	Ensolarado	15,80	5,00	51,10%	7,79	-78,80
18:30	céu aberto	15,10	3,98	40,00%	7,75	-76,40
19:30	céu aberto	15,20	2,69	26,90%	7,71	-74,20

Tabela A2.3 - Resultado do perfil da LAT- B realizado em 26/07/2012.

Data 26/07/2012			LAT-B			
Hora	Condição do tempo	Temperatura	O.D. LAT-B	O.D. Sat.	pH	Redox
hh:mm		(°C)	(mg/L)	(%)		(mV)
06:30	céu aberto	11,50	0,18	1,70%	7,38	-55,80
07:30	céu aberto	12,50	0,36	3,40%	7,44	-58,90
08:30	Nublado	12,50	0,64	6,00%	7,50	-62,20
09:30	Ensolarado	12,80	2,80	26,70%	7,62	-69,10
10:30	Ensolarado	13,70	7,28	70,80%	7,82	-80,20
11:30	Ensolarado	15,10	12,89	129,40%	8,21	-102,00
12:30	Ensolarado	16,20	16,76	172,30%	8,52	-119,40
13:30	Ensolarado	17,30	20,49	216,00%	8,72	-130,80
14:30	Nublado	17,80	21,08	224,30%	8,77	-134,00
15:30	Nublado	17,90	19,51	207,90%	8,77	-133,80
16:30	Nublado	17,80	17,42	185,20%	8,72	-131,40
17:30	Ensolarado	17,10	13,91	145,90%	8,58	-123,50
18:30	céu aberto	16,80	8,94	93,10%	8,38	-112,00
19:30	céu aberto	16,90	5,39	56,20%	8,26	-105,50
20:00	céu aberto	15,80	1,97	19,90%	8,02	-89,90

Tabela A2.4 - Resultado do perfil da LAT- B realizado em 23/08/2012.

Data 23/08/2012				LAT-B				
Hora	Rad. Sol.	Temp. Ar	Condição do tempo	Temperatura	O.D. LAT-B	O.D. Sat.	pH	Redox
hh:mm	(W/m ²)	(°C)		(°C)	(mg/L)	(%)		(mV)
06:30	0,00	18,00	céu aberto	20,20	0,12	1,30%	7,25	-57,20
07:30	33,00	19,00	Ensolarado	19,90	0,24	2,70%	7,40	-65,40
08:30	55,00	22,00	Ensolarado	20,00	3,10	34,40%	7,51	-71,90
09:30	548,0	24,00	Ensolarado	21,00	11,61	131,40%	8,04	-101,90
10:30	646,0	28,00	Ensolarado	21,90	17,46	201,20%	8,50	-127,90
11:30	736,0	30,00	Ensolarado	23,10	>22	>260%	8,79	-144,60
12:30	767,0	31,00	Ensolarado	24,50	>22	>260%	9,00	-157,20
13:30	722,0	32,00	Ensolarado	26,20	>22	>260%	9,06	-161,30
14:30	626,0	33,00	Ensolarado	26,80	>22	>260%	9,09	-163,10
15:30	441,0	33,00	Ensolarado	27,20	>22	>260%	9,06	-161,60
16:30	235,0	30,00	Ensolarado	27,00	19,30	245,10%	8,95	-155,30
17:30	0,00	27,00	Ensolarado	26,10	12,22	152,70%	8,71	-141,40
18:30	0,00	24,00	céu aberto	25,10	4,92	60,30%	8,32	-118,60
19:30	0,00	23,00	céu aberto	24,30	0,93	11,20%	8,01	-100,80

Tabela A2.5 - Resultado do perfil da LAT- B realizado em 03/09/2012.

Data 03/09/2012				LAT-B				
Hora	Rad. Sol.	Temp. Ar	Condição do tempo	Temperatura	O.D. LAT-B	O.D. Sat.	pH	Redox
hh:mm	(W/m ²)	(°C)		(°C)	(mg/L)	(%)		(mV)
06:30	0,00	17,00	Nublado	20,00	0,22	2,40%	7,70	-30,70
07:30	41,00	17,00	Nublado	19,80	0,60	6,40%	7,67	-28,70
08:30	66,00	17,00	Nublado	19,70	1,24	13,30%	7,68	-29,10
09:30	144,00	18,00	Nublado	19,70	2,99	32,30%	7,77	-34,50
10:30	207,00	19,00	Nublado	19,80	6,85	74,00%	8,03	-49,30
11:30	227,00	19,00	Nublado	20,10	13,14	142,70%	8,58	-80,80
12:30	383,00	20,00	Nublado	20,40	17,62	192,80%	8,88	-98,40
13:30	382,00	21,00	Nublado	21,00	>22	>240%	9,14	-113,30
14:30	796,00	22,00	Parc. Nublado	21,80	>22	>240%	9,28	-121,40
15:30	547,00	21,00	Ensolarado	21,90	>22	>240%	9,30	-123,20
16:30	301,00	20,00	Ensolarado	21,60	>22	>240%	9,29	-122,20
17:30	28,00	18,00	Ensolarado	20,80	19,59	216,40%	9,18	-115,40
18:30	0,00	17,00	Céu aberto	20,00	14,06	152,80%	9,02	-106,10
19:30	0,00	16,00	Céu aberto	19,40	10,00	107,50%	8,83	-95,00
20:00	0,00	15,00	Céu aberto	18,90	0,36	3,90%	8,14	-55,40

Tabela A2.6 - Resultado do perfil da LAT- B realizado em 18/10/2012.

18/10/2012				LAT-B				
Hora	Rad. Sol.	Temp. Ar	Condição do tempo	Temperatura	O.D. LAT-B	O.D. Sat.	pH	Redox
hh:mm	(W/m ²)	(°C)		(°C)	(mg/L)	(%)		(mV)
05:45	0,00	14,00	céu aberto	20,20	0,32	3,30%	7,52	-30,6
06:30	115	15,00	Ensolarado	19,4	0,72	7,9	7,74	-32,7
07:30	420	18,00	Ensolarado	19,5	4,81	52,4	7,88	-40,9
08:30	615	19,00	Ensolarado	20,2	11,12	122,7	8,28	-64
09:30	837	21,00	Ensolarado	21,9	>22	>250%	9,05	-108,8
10:30	961	21,00	Ensolarado	23,4	>22	>250%	9,31	-124,5
11:30	1034	23,00	Ensolarado	25,2	>22	>250%	9,43	-132,2
12:30	1044	23,00	Ensolarado	26,4	>22	>250%	9,49	-136
13:30	971	24,00	Ensolarado	28,9	>22	>250%	9,48	-136,5
14:30	627	25,00	Ensolarado	28,5	>22	>250%	9,47	-136
15:30	394	25,00	Ensolarado	29,5	>22	>250%	9,43	-133,9
16:30	33	22,00	Ensolarado	28,7	>22	>250%	9,34	-128,2
17:30	0	20,00	Ensolarado	27,9	15,93	203,2	9,16	-117,5
18:30	0	19,00	Ensolarado	26,8	10,58	132,3	8,98	-106,2
19:30	0	18,00	Céu aberto	25,4	4,53	55,3	8,58	-82,7
20:00	0,00	18,00	Céu aberto	24,9	2,49	30,00%	8,41	-72,7
20:15	0,00	18,00	Céu aberto	24,6	1,45	17,4	8,32	-66,9

Tabela A2.7 - Resultado do perfil da LAT- B realizado em 26/11/2012.

Data 26/11/2012			LAT-B			
Hora	Condição do tempo	Temperatura	O.D. LAT-B	O.D. Sat.	pH	Redox
hh:mm		(°C)	(mg/L)	(%)		(mV)
06:30	céu aberto	20,30	0,49	5,40%	7,85	-39,10
07:30	céu aberto	20,00	0,48	5,30%	7,85	-39,00
08:30	Nublado	20,40	1,03	11,40%	7,86	39,90
09:30	Ensolarado	21,70	3,06	34,80%	7,93	-44,40
10:30	Ensolarado	24,40	9,39	112,20%	8,32	-67,10
11:30	Ensolarado	25,10	10,98	133,00%	8,45	-75,00
12:30	Ensolarado	26,60	14,50	175,64%	8,69	-89,10
13:30	Ensolarado	28,70	17,46	227,90%	8,82	-97,50
14:30	Ensolarado	29,80	18,96	252,9	8,89	-102,10
15:30	Ensolarado	31,20	19,88	271,00%	8,94	-105,60
16:30	Ensolarado	31,80	18,88	259,00%	8,92	-105,10
17:30	Ensolarado	31,40	17,65	240,90%	8,89	-103,20
18:30	céu aberto	30,80	13,67	184,20%	8,75	-94,20
19:30	céu aberto	29,70	9,03	119,20%	8,50	79,30
20:30	céu aberto	28,20	4,30	55,40%	8,16	-58,90
20:55	céu aberto	27,50	2,22	28,20%	8,04	-51,60

Tabela A2.8 - Resultado do perfil da LAT- B realizado em 10/12/2012.

Data 10-12-2012			LAT-B					
Hora	Rad. Sol.	Temp. Ar	Condição do tempo	Temperatura	O.D. LAT-B	O.D. Sat.	pH	Redox
hh:mm	(W/m ²)	(°C)		(°C)	(mg/L)	(%)		(mV)
06:30	0,00	18,00	céu aberto	23,6	0,52	6,3	7,73	-88
07:30	192	21	Ensolarado	23,5	1,32	15,7	7,84	-93,8
08:30	376	24	Ensolarado	23,8	3,9	46,6	7,97	-101,5
09:30	655	27	Ensolarado	25,3	12,49	153,6	8,46	-129,6
10:30	883	29	Ensolarado	27,5	>22	>240	8,97	-159,5
11:30	1068	32	Ensolarado	28,6	>22	>240	9,14	-169,8
12:30	1086	35	Ensolarado	30,8	>22	>240	9,41	-186,3
13:30	1034	35	Ensolarado	32,6	>22	>240	9,51	-193
14:30	988	36	Ensolarado	34,1	>22	>240	9,65	-201,5
15:30	978	36	Ensolarado	35,2	>22	>240	9,78	-209,8
16:30	789	36	Ensolarado	35,1	>22	>240	10,1	-220,9
17:30	475	36	Ensolarado	34,5	>22	>240	9,55	-198,4
18:30	312	35	Ensolarado	33,9	>22	>240	9,27	-182,3

Tabela A2.9- Resultado do perfil da LAT- B realizado em 25/02/2013.

Data 25/02/2013					LAT-B				
Hora	Rad. Sol.	Tem. Ar	Cond. do tempo	Temperatura	O.D.	OD % sat	pH	Redox	
08:00	73	25	Nublado	26,5	2,50	31,40%	7,60	-76,3	
09:00	271	25	Nublado	26,7	14,00	176,00%	8,14	-104,1	
10:00	270	26	Nublado	27,1	>22	>240%	8,50	-124,8	
11:00	280	26	Nublado	27,3	>22	>240%	8,63	-132,4	
12:00	283	26	Nublado	28,5	>22	>240%	8,90	-147,9	
13:00	422	28	Nublado	28,9	>22	>240%	9,19	-164,8	
14:00	654	28	Parcialmente Nublado	29,6	>22	>240%	9,33	-173,2	
15:00	872	29	Parcialmente Nublado	30,2	>22	>240%	9,43	-179,0	
16:00	330	29	Nublado	30,2	>22	>240%	9,46	-180,8	
17:00	70	29	Nublado	30,2	>22	>240%	9,40	-177,6	
18:00	75	27	Nublado	29,8	>22	>240%	9,27	-169,7	
19:00	0	25	chuva forte	29,2	>22	>240%	8,92	-149,3	
19:30	0	24	Chuva fraca	29,0	>22	>240%	8,73	-138,5	
20:00	0	23	céu encoberto	28,8	6,69	89,30%	8,59	-130,2	
20:30	0	23	céu encoberto	28,7	2,03	26,20%	8,36	-117,2	

ANEXO 3

RESULTADOS APRESENTADOS PELOS FLOCULANTES/COAGULANTES NO
SISTEMA FAD

Tabela A3.1 - Remoção de parâmetros pelo sistema FAD utilizando cloreto férrico com concentração de 20 mg/L.

Cloreto Férrico - 20 mg/L Etapa I						
Parâmetro*	E.B.	LAT	Flotado Efluente	Remoção LAT +UASB (%)	Remoção FAD (%)	Remoção total (%)
ST	432,7	412,7	325,0	4,6	21,3	24,9
SSV	100,0	90,8	30,9	9,2	66,0	69,1
DBO	229,3	120,0	90,0	47,7	25,0	60,8
DQO	338,9	213,3	98,1	37,1	54,0	71,1
N-amoniacal	22,7	15,8	7,4	30,4	53,2	67,4
NTK-N	43,1	32,5	13,7	24,6	57,8	68,2
Fosfatop	2,04	1,7	0,623	16,7	63,4	69,5
Clorofila-a	-	0,9639	0,5909		38,7	
Nitrato-N	0,229	2,21	1,22	-865,1	44,8	-432,8

* valores expressos em mg/L

Tabela A3.2 - Remoção de parâmetros pelo sistema FAD utilizando cloreto férrico com concentração de 20 mg/L.

Cloreto Férrico - 30 mg/L Etapa I						
Parâmetro*	E.B.	LAT	Flotado Efluente	Remoção LAT +UASB (%)	Remoção FAD (%)	Remoção total (%)
ST	440,4	424,6	331,0	3,6	22,0	24,8
SSV	102,1	90,8	55,6	11,1	38,8	45,5
DBO	228,6	121,0	91,4	47,1	24,5	60,0
DQO	338,9	213,3	122,0	37,1	42,8	64,0
N-amoniacal	22,9	15,8	8,3	31,0	47,5	63,8
NTK-N	43,6	32,5	14,8	25,5	54,4	66,0
Fosfatop	2,07	1,7	0,69	17,9	59,7	66,9
Clorofila-a	-	0,964	0,293		69,6	
Nitrato-N	0,229	2,21	1,324	-865,1	40,1	-478,1

* valores expressos em mg/L

Tabela A3.2 - Remoção de parâmetros pelo sistema FAD utilizando sulfato de alumínio com concentração de 50 mg/L.

Sulfato de Al. 50 mg/L Etapa I						
Parâmetro*	E.B.	LAT	Flotado Efluente	Remoção LAT +UASB (%)	Remoção FAD (%)	Remoção total (%)
ST	432,7	412,7	347,3	4,6	15,8	19,7
SSV	100,0	90,8	78,1	9,2	14,0	21,9
DBO	229,3	120,0	100,0	47,7	16,7	56,4
DQO	338,9	213,3	150,5	37,1	29,5	55,6
N-amoniacal	22,7	15,8	8,4	30,4	46,8	63,0
NTK -N	43,1	32,5	15,4	24,6	52,6	64,3
Fosfatop	2,04	1,7	0,549	16,7	67,7	73,1
Clorofila-a	-	0,9639	0,453		53,0	
Nitrato-N	0,229	2,21	1,616	-865,1	26,9	-605,7

* valores expressos em mg/L

Tabela A3.4 - Remoção de parâmetros pelo sistema FAD utilizando sulfloc 5000 com concentração de 50 mg/L.

Sulfloc 5000 -50 mg/L Etapa I						
Parâmetro*	E.B.	LAT	Flotado Efluente	Remoção LAT +UASB (%)	Remoção FAD (%)	Remoção total (%)
ST	432,7	412,7	350,0	4,6	15,2	19,1
SSV	100,0	90,8	48,1	9,2	47,0	51,9
DBO	229,3	120,0	90,0	47,7	25,0	60,8
DQO	338,9	213,3	151,8	37,1	28,8	55,2
N-amoniacal	22,7	15,8	9,2	30,4	41,8	59,5
NTK-N	43,1	32,5	19,4	24,6	40,3	55,0
Fosfatop	2,04	1,7	1,312	16,7	22,8	84,7
Clorofila-a	-	0,969	0,319		66,9	
Nitrato-N	0,229	2,21	1,812	-865,1	18,0	-691,3

* valores expressos em mg/L

Tabela A3.5 - Remoção de parâmetros pelo sistema FAD utilizando cloreto férrico com concentração de 20 mg/L.

Cloreto Férrico - 20 mg/L manhã Etapa II						
Parâmetro*	E.B.	LAT	Flotado Efluente	Remoção LAT +UASB (%)	Remoção FAD (%)	Remoção total (%)
ST	466	468	345	-0,4	26,3	26,0
SSV	147,8	141,2	75,7	4,5	46,4	48,8
DBO	275	88	54,0	68,0	38,6	80,4
DQO	326,9	310	157,6	5,2	49,2	51,8
COT	81,2	79,18	43,4	2,5	45,2	46,6
N-amoniacal	28,3	12,6	3,9	55,5	69,0	86,2
NTK-N	54,5	22,8	14,3	58,2	37,3	73,8
Ptp	2,83	1,92	0,93	32,2	51,6	67,1
Fosfatop	1,71	1,5	0,153	12,3	89,8	91,1
Clorofila-a	-	1,399	0,72	-	48,5	-
Nitrato-N	0,153	4,14	2,31	-2605,9	44,2	-1409,8

* valores expressos em mg/L

Tabela A3.6 - Remoção de parâmetros pelo sistema FAD utilizando cloreto férrico com concentração de 20 mg/L.

Cloreto Férrico - 20 mg/L tarde Etapa II						
Parâmetro*	E.B.	LAT	Flotado Efluente	Remoção LAT +UASB (%)	Remoção FAD (%)	Remoção total (%)
ST	466	468	330	-0,4	29,5	29,2
SSV	147,8	135,7	72,0	8,2	46,9	51,3
DBO	275	88	62,0	68,0	29,5	77,5
DQO	326,9	310	152,9	5,2	50,7	53,2
COT	81,2	79,18	51,8	2,5	34,6	36,2
N-amoniacal	28,3	12,6	2,4	55,5	81,0	91,5
NTK-N	54,5	22,8	11,5	58,2	49,6	78,9
Ptp	2,83	1,92	0,87	32,2	54,7	69,3
Fosfatop	1,71	1,5	0,19	12,3	87,3	88,9
Clorofila-a	-	1,399	0,783	-	44,0	-
Nitrato-N	0,153	4,14	2,34	-2605,9	43,5	-1429,4

* valores expressos em mg/L

Tabela A3.7 - Remoção de parâmetros pelo sistema FAD utilizando cloreto férrico com concentração de 40 mg/L.

Cloreto Férrico - 40 mg/L Etapa II						
Parâmetro*	E.B.	LAT	Flotado Efluente	Remoção LAT +UASB (%)	Remoção FAD (%)	Remoção total (%)
ST	466	468	311	-0,4	33,5	33,3
SSV	147,8	116,1	38,5	21,4	66,8	74,0
DBO	275	88	26,0	68,0	70,5	90,5
DQO	326,9	310	91,7	5,2	70,4	71,9
COT	81,2	79,18	26,9	2,5	66,0	66,9
N-amoniacal	28,3	12,6	3,3	55,5	73,8	88,3
NTK-N	54,5	22,8	7,9	58,2	65,4	85,5
Pt-P	2,83	1,92	0,49	32,2	74,5	82,7
Fosfato-P	1,71	1,5	Nd**	12,3	≈ 100,0	≈ 100,0
Clorofila-a		1,419	0,674	-	52,5	-
Nitrato-N	0,153	4,14	2,12	-2605,9	48,8	-1285,6

* valores expressos em mg/L

** Valor não detectado pelo equipamento de análise.

Tabela A3.8 - Remoção de parâmetros pelo sistema FAD utilizando Tanac SG com concentração de 30 mg/L.

Tanac - 30 mg/L Etapa II						
Parâmetro*	E.B.	LAT	Flotado Efluente	Remoção LAT +UASB (%)	Remoção FAD (%)	Remoção total (%)
ST	470	480	296	-2,1	38,3	37,0
SSV	102,9	135,7	21	-31,9	84,5	79,6
DBO	280	90	25	67,9	72,2	91,1
DQO	326,9	210	40	35,8	81,0	87,8
COT	80,6	79,18	25,3	1,8	68,0	68,6
N-amoniacal	28,3	13	5,8	54,1	55,4	79,5
NTK-N	50,5	25,4	22,2	49,7	12,6	56,0
Pt-P	2,88	1,99	1,73	30,9	13,1	39,9
Fosfato-P	1,62	1,3	0,789	19,8	39,3	51,3
Clorofila-a		1,444	0,177	-	87,7	-
Nitrato-N	0,153	4,14	2,766	-2605,9	33,2	-1707,8

* valores expressos em mg/L

Tabela A3.9 - Remoção de parâmetros pelo sistema FAD utilizando Tanac SG com concentração de 50 mg/L.

TANAC SG - 50 mg/L Etapa II						
Parâmetro*	E.B.	LAT	Flotado Efluente	Remoção LAT +UASB (%)	Remoção FAD (%)	Remoção total (%)
ST	473	479	280	-1,3	41,5	40,8
SSV	146,7	116,8	13,83	20,4	88,2	90,6
DBO	294	81	18	72,4	77,8	93,9
DQO	326,9	209	21,3	36,1	89,8	93,5
COT	84,4	79,18	20,4	6,2	74,2	75,8
N-amoniaco	28,3	13,1	4,9	53,7	62,6	82,7
NTK-N	60,5	23,4	10,3	61,3	56,0	83,0
Pt -P	2,91	1,97	1,66	32,3	15,7	43,0
Fosfato -P	1,66	1,4	0,57	15,7	59,6	66,0
Clorofila-a		1,481	0,131	-	91,2	-
Nitrato-N	0,153	4,14	2,491	-2605,9	39,8	-1528,1

* valores expressos em mg/L

Tabela A4.1 - Valores mínimos, médios e máximos de radiação solar obtidos durante a Etapa I e II.

Valores Mínimos, Médios e Máximos de Radiação Solar (w/m²) - Entre os horários de 7:00 h às 18:00 h							
	Etapa I			Etapa II			
	Primavera	Verão	Outono	Primavera	Verão	Outono	Inverno
Mín.	84	88	0	103	93	0	0
Méd.	588 ± 225	701 ± 307	287 ± 255	527 ± 288	675 ± 381	336 ± 293	267 ± 198
Máx.	899	1249	603	976	1206	704	656

Tabela 57 - Padrões de lançamento de efluentes

Parâmetros Inorgânicos	Valores máximos
Arsênio total	0,5 mg/L As
Bário total	5,0 mg/L Ba
Boro total (Não se aplica para o lançamento em águas salinas)	5,0 mg/L B
Cádmio total	0,2 mg/L Cd
Chumbo total	0,5 mg/L Pb
Cianeto total	1,0 mg/L Cn
Cianeto livre (destilável por ácidos fracos)	0,2 mg/L Cn
Cobre dissolvido	1,0 mg/L Cu
Cromo hexavalente	0,1 mg/L Cr ⁺⁶
Cromo trivalente	1,0 mg/L Cr ⁺³
Estanho total	4,0 mg/L Sn
Ferro dissolvido	15,0 mg/L Fe
Fluoreto total	10,0 mg/L F
Manganês dissolvido	1,0 mg/L Mn
Merúrio total	0,01 mg/L Hg
Níquel total	2,0 mg/L Ni
Nitrogênio amoniacal total	20,0 mg/L N
Prata total	0,1 mg/L Ag
Selênio total	0,30 mg/L Se
Sulfeto	1,0 mg/L S
Zinco total	5,0 mg/L Zn
Parâmetros Orgânicos	Valores máximos
Benzeno	1,2 mg/L
Clorofórmio	1,0 mg/L
Dicloroeteno (somatório de 1,1 + 1,2cis + 1,2 trans)	1,0 mg/L
Estireno	0,07 mg/L
Etilbenzeno	0,84 mg/L

fenóis totais (substâncias que reagem com 4-aminoantipirina)	0,5 mg/L C6H5OH
Tetracloroeto de carbono	1,0 mg/L
Tricloroeteno	1,0 mg/L
Tolueno	1,2 mg/L
Xileno	1,6 mg/L