

LUMA SOARES COSTA

TRATAMENTO DE EFLUENTES PRIMÁRIO E SECUNDÁRIO DA INDÚSTRIA
DE CARNES COM MICROALGAS

Dissertação apresentada à
Universidade Federal de Viçosa,
como parte das exigências do
Programa de Pós-Graduação em
Engenharia Civil, para obtenção do
título de *Magister Scientiae*.

VIÇOSA – MG
MINAS GERAIS - BRASIL
2016

LUMA SOARES COSTA

**TRATAMENTO DE EFLUENTES PRIMÁRIO E SECUNDÁRIO DA
INDÚSTRIA DE CARNES COM MICROALGAS**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

APROVADA: 17 de fevereiro de 2016.


Alberto José Delgado dos Reis


Maria do Carmo Calijuri


Rejane Helena Ribeiro da Costa


Maria Lúcia Calijuri
(Orientadora)

**Ficha catalográfica preparada pela Biblioteca Central da Universidade
Federal de Viçosa - Câmpus Viçosa**

T

Costa, Luma Soares, 1991-
C837t Tratamento de efluentes primário e secundário da indústria
2016 de carnes com microalgas / Luma Soares Costa. – Viçosa, MG,
2016.
xiv, 98f. : il. (algumas color.) ; 29 cm.

Orientador: Maria Lúcia Calijuri.
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa.
Inclui bibliografia.

1. Águas residuais - Purificação. 2. Efluentes.
3. Microalgas. 4. Resíduos agrícolas. 5. Energia - Fontes
alternativas. I. Universidade Federal de Viçosa. Departamento de
Engenharia Civil. Programa de Pós-graduação em Engenharia
Civil. II. Título.

CDD 22. ed. 628.3

*A todos que contribuíram de
alguma forma para a conclusão dessa
etapa.*

*“A mente que se abre a uma nova
ideia jamais voltará ao seu tamanho original”*

Albert Einstein

AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço a Deus, autor e mantenedor da minha vida, e a Minha Mãezinha, Nossa Senhora, por ser minha força e meu auxílio, obrigada por nunca me desamparar;

A todos os meus familiares pela torcida constante em especial, meus pais, Lucivânia e Maurício, e minha irmã Laíse, pelo amor incondicional, por terem me apoiado sempre nos momentos difíceis e nunca permitirem que eu desistisse ou me abatesse diante das dificuldades;

Ao meu namorado, Túlio, e melhor amigo por todo carinho, amor e compreensão. Muito obrigada por me incentivar e me apoiar sempre;

Agradeço imensamente à minha orientadora Professora Lúcia pela orientação, oportunidade de aprendizado, confiança e pelo exemplo de dedicação a profissão;

Aos meus colegas do laboratório e a todos aqueles que de alguma forma contribuíram para o desenvolvimento desse trabalho, em especial a Paula e ao Eduardo, pela paciência, orientação e ensinamentos durante todo o mestrado;

Aos amigos, conquistados durante essa jornada, pelo apoio e companheirismo, em especial, Jack, Leti e Tay, pelas dificuldades e alegrias compartilhadas nesses dois anos;

Aos amigos de sempre, que mesmo longe algumas vezes, se fizeram presente durante essa caminhada;

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo fomento a essa pesquisa;

À Gerson Barbosa e funcionários da Indústria Pif Paf Viçosa pela ajuda e confiança no meu trabalho;

À UFV e ao Programa de Pós Graduação em Engenharia Civil pela oportunidade;

Sem o apoio de vocês seria mais árduo ou até mesmo impossível a finalização dessa etapa!

SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS	vii
LISTA DE ABREVIATURAS, SÍMBOLOS E SIGLAS	viii
LISTA DE FIGURAS.....	x
RESUMO.....	xiii
ABSTRACT	xiv
1. INTRODUÇÃO GERAL.....	1
2. HIPÓTESES	3
3. OBJETIVOS.....	3
3.1. Objetivo Geral	3
3.2. Objetivos Específicos	3
4. REVISÃO DE LITERATURA.....	4
4.1. Microalgas para a produção de biocombustíveis	4
4.2. Meios de cultivo.....	6
4.3. Sistemas de cultivo.....	13
4.4. Considerações Finais	17
4.5. Referências	17
5. ARTIGO I: O USO DE LAGOAS DE ALTA TAXA COMO SISTEMA DE CULTIVO DE MICROALGAS E DE TRATAMENTO DE EFLUENTES DA INDÚSTRIA DE CARNES.	25
5.1. Introdução	26
5.2. Materiais e Métodos	27
5.3. Resultados e Discussão	31
5.4. Conclusão:	55
5.5. Referências	55
5.6. Anexo:	60
6. ARTIGO II: AVALIAÇÃO DE DIFERENTES SISTEMAS DE CULTIVO NA PRODUÇÃO DE BIOMASSA ALGAL E NO TRATAMENTO DE EFLUENTE DA INDÚSTRIA DE CARNES.....	65
6.1. Introdução	66
6.2. Materiais e Métodos	68
6.3. Resultados e Discussão	74
6.4. Conclusão	92
6.5. Referências	92

7. CONCLUSÃO GERAL	96
8. SUGESTÕES PARA PESQUISAS FUTURAS	97
9. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	97

LISTA DE TABELAS

Tabela 5.1. Caracterização dos efluentes utilizados como meio de cultivo em cada operação.....	32
Tabela 5.2. Caracterização dos efluentes primário e secundário coletado no final de cada operação.....	51
Continuação Tabela 5.2. Caracterização dos efluentes primário e secundário coletado no final de cada operação.....	52
Tabela 5.3. Média dos valores finais das variáveis N-NH ₄ ⁺ , Ps e DQOs no final das operações com o efluente primário em LAT e pós-tratamento dos lodos ativados.....	54
Tabela 5.4. Valores dos parâmetros da radiação fotossinteticamente ativa (PAR), subaquática (SubPAR) a 5 e 15 cm da superfície com os efluentes primário (EP) e secundário (ES) nos horários das 8, 12 e 17hrs durante as cinco operações.....	60
Continuação da Tabela 5.4. Valores dos parâmetros da radiação fotossinteticamente ativa (PAR), subaquática (SubPAR) a 5 e 15 cm da superfície com os efluentes primário (EP) e secundário (ES) nos horários das 8, 12 e 17hrs durante as cinco operações.....	61
Continuação da Tabela 5.4. Valores dos parâmetros da radiação fotossinteticamente ativa (PAR), subaquática (SubPAR) a 5 e 15 cm da superfície com os efluentes primário (EP) e secundário (ES) nos horários das 8, 12 e 17hrs durante as cinco operações.....	62
Continuação da Tabela 5.4. Valores dos parâmetros da radiação fotossinteticamente ativa (PAR), subaquática (SubPAR) a 5 e 15 cm da superfície com os efluentes primário (EP) e secundário (ES) nos horários das 8, 12 e 17hrs durante as cinco operações.....	63
Continuação da Tabela 5.4. Valores dos parâmetros da radiação fotossinteticamente ativa (PAR), subaquática (SubPAR) a 5 e 15 cm da superfície com os efluentes primário (EP) e secundário (ES) nos horários das 8, 12 e 17hrs durante as cinco operações.....	64
Tabela 6.1. Caracterização do efluente utilizado como meio de cultivo em ambos os sistemas de cultivo.....	64
Tabela 6.2. Características dos inóculos utilizados nas operações com ambos os sistemas de cultivo.....	84
Tabela 6.3. Características da comunidade fitoplanctônica da biomassa produzida nas operações.....	85
Tabela 6.4. Caracterização dos efluentes coletados no final de cada operação.....	87
Tabela 6.5. Análise comparativa da produção de biomassa utilizando o efluente primário como meio de cultivo nos sistemas de cultivos, LAT e FBR.....	90

LISTA DE ABREVIATURAS, SÍMBOLOS E SIGLAS

ABIEPCS – Associação Brasileira da Indústria Produtora e Exportadora de Carne Suína.

Alc – Alcalinidade Total

ANUALPEC – Anuário da Pecuária Brasileira

CNPq – Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico

CO₂ - Dióxido de carbono

COD – Carbono Orgânico Dissolvido

CONAB – Campanha Nacional de Abastecimento

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente

COPAM – Conselho de Política Ambiental de Minas Gerais

COT - Carbono orgânico total

CT – Carbono Total Dissolvido

DOC – Dissolved Organic Carbon

DQOs – Demanda Química de Oxigênio para amostra filtrada a 0,45 µm

DQOt – Demanda Química de Oxigênio total

EIA – Energy Information Administration

EP – Efluente primário

EPA – Environmental Protection Agency

ES – Efluente secundário

ETE – Estação de Tratamento de Esgoto

EUA - Estados Unidos da América

FBR – Fotobiorreator

H⁺ - Hidrogênio

HRAP - High rate algal ponds

LAT – Lagoa de Alta Taxa

LESA – Laboratório de Engenharia Sanitária e Ambiental

MG - Minas Gerais

N – Nitrogênio (elemento)

N:P – Relação entre o nitrogênio prontamente assimilável (amoniaco + nitrito + nitrato)

NER – Net Energy Ratio

NIWA - Instituto Nacional da Nova Zelândia de Água e Pesquisa Atmosférica

N-NH₄⁺ – Nitrogênio Amoniacal

N-NO₂⁻ – Nitrito

N-NO₃⁻ – Nitrato
Norg - Nitrogênio orgânico
Nt – Nitrogênio total
NTK - Nitrogênio total kjeldahl
OD – Oxigênio Dissolvido
OMS – Organização Mundial da Saúde
OPR – Operação
P – Fósforo (elemento)
PAR – Radiação fotossinteticamente ativa
P_B – produtividade de biomassa
P_{B,anual} – Produtividade Anual de Biomassa
P_B/E_C – produtividade de biomassa por input energético
pH – Potencial Hidrogeniônico
Ps – Fósforo solúvel
Pt – Fósforo total
PVC – Policloreto de vinila
SST – Sólidos Suspensos Totais
SSV - Sólidos Suspensos Voláteis
SubPAR – Radiação fotossinteticamente subaquática
TDH – Tempo de Detenção Hidráulica
UASB - *Upflow Anaerobic Sludge Blanket* – reator anaeróbio de manta ascendente de lodo
UFV – Universidade Federal de Viçosa
VSS – Volatile Suspended Solids

LISTA DE FIGURAS

Figura 4.1. Interação dos fatores de maior influência no cultivo externo de microalgas (Becker, 1994).....	7
Figura 4.2. Três tipos de sistemas abertos de produção de microalgas. (a) lagoas tipo pista, (b) lagoa tipo circular, (c) tanque aberto. Fonte. Adaptado de Chen <i>et al.</i> (2009).....	8
Figura 4.3. Diagrama esquemático de FBR coluna de bolhas. Fonte. Adaptado de Wang <i>et al.</i> (2012).....	17
Figura 5.1. Ilustração de uma LAT em escala piloto.....	27
Figura 5.2. (a) Concentrações de SSV durante as cinco operações com o efluente primário e (b) concentrações de SSV durante as cinco operações com o efluente secundário.....	34
Figura 5.3. (a) Concentrações de clorofila-a durante as cinco operações com o efluente primário e (b) concentrações de clorofila-a durante as cinco operações com o efluente secundário.....	35
Figura 5.4. Relação entre clorofila-a e SSV para o efluente primário durante o cultivo.....	36
Figura 5.5. Relação entre clorofila-a e SSV para o efluente secundário durante o cultivo.....	37
Figura 5.6. Concentrações da biomassa total e algal no final de cada operação com os efluentes primário e secundário.....	38
Figura 5.7. Densidade de indivíduos de microalgas.....	39
Figura 5.8. Composição da comunidade fitoplânctonica nos inóculos utilizados.....	40
Figura 5.9. Composição da comunidade fitoplanctônica no final das operações com o efluente primário.....	40
Figura 5.10. Composição da comunidade fitoplanctônica no final das operações com o efluente secundário.....	40
Figura 5.11. (a) Comportamento diurno do pH durante as cinco operações com o efluente primário (b) Comportamento diurno do pH durante as cinco operações com o efluente secundário.....	41
Figura 5.12. (a) Comportamento diurno do OD durante as cinco operações com o efluente primário, (b) Comportamento diurno do OD durante as cinco operações com o efluente secundário.....	43
Figura 5.13. Comportamento do OD em função da clorofila-a. (**significativo a 0,1% de probabilidade de erro; ** significativo a 1% de probabilidade de erro, * significativo a 5% de probabilidade de erro, ; significativo a 10% de probabilidade de erro, não significativo).....	45
Figura 5.14. Comportamento diurno da temperatura no interior das LATs durante as cinco operações com o efluente primário.....	46
Figura 5.15. Comportamento diurno da temperatura no interior das LATs durante as cinco operações com o efluente secundário.....	47

Figura 5.16. Comportamento dos parâmetros da radiação fotossinteticamente ativa (PAR) e durante as cinco operações.....	48
Figura 5.17. Comportamento dos parâmetros da radiação fotossinteticamente ativa subaquática (SubPAR) a 15cm da superfície, no horário das 12 hrs com o efluente primário (EP) durante as cinco operações.....	48
Figura 5.18. Comportamento dos parâmetros da radiação fotossinteticamente ativa subaquática (SubPAR) a 15cm da superfície, no horário das 12 hrs com o efluente secundário (ES) durante as cinco operações.....	48
Figura 5.19. (a) Comportamento da alcalinidade durante as operações com o efluente primário (b) Comportamento da alcalinidade durante as operações com o efluente secundário.....	50
Figura 6.1. (a) Ilustração da LAT utilizada com dimensões, (1) pás giratórias; (b) lagoa de alta taxa utilizada no estudo.....	68
Figura 6.2. (a) FBR coluna de bolhas. A numeração indica as partes constituintes: (1) tubo de acrílico; (2) sensor de pH; (3) estrutura de madeira para suporte; (4 e 5) fluxômetros; (b) (6) destaque para o dispersor e dimensões de cada tubo.....	70
Figura 6.3. Comportamento diurno da temperatura do efluente durante as operações com o FBR. Fonte: Adaptado de Tango (2015).....	76
Figura 6.4. Comportamento diurno da temperatura do efluente durante as operações com a LAT.....	76
Figura 6.5. (a) Comportamento da PAR medida às 12 horas durante as operações, adaptado de Tango (2015), (b) Comportamento da PAR medida às 12 horas durante as operações com a LAT.....	77
Figura 6.6 (a) Comportamento do pH durante as operações com a LAT. (b) Comportamento do pH durante as operações com o FBR, adaptado de Tango (2015).....	78
Figura 6.7. (a) Comportamento diurno do OD durante as operações com o FBR, adaptado de Tango (2015), (b) Comportamento diurno do OD durante as operações com a LAT.....	79
Figura 6.8. (a) Concentrações de clorofila-a durante as operações com o FBR, adaptado de Tango (2015), (b) Concentrações de clorofila-a durante as operações com a LAT.....	80
Figura 6.9. (a) Concentrações de SSV durante as operações com o FBR, adaptado de Tango (2015), (b) Concentrações de SSV durante as operações com a LAT.....	81
Figura 6.10. (a) Relação entre clorofila-a e SSV para o FBR durante as operações, (b) Relação entre clorofila-a e SSV para a LAT durante as operações.....	82
Figura 6.11. (a) Concentrações de biomassa algal durante as operações com o FBR, adaptado de Tango (2015), (b) Concentrações de biomassa algal durante as operações com a LAT.....	83

Figura 6.12. (a) Concentrações de biomassa total durante as operações com o FBR, adaptado de Tango (2015), (b) Concentrações de biomassa total durante as operações com a LAT.....83

RESUMO

COSTA, Luma Soares, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, Fevereiro de 2016. **Tratamento de efluentes primário e secundário da indústria de carnes com microalgas.** Orientadora: Maria Lúcia Calijuri.

Esta pesquisa teve como tema o uso de efluentes da indústria de carnes como meio de cultivo de microalgas para a produção de biomassa que pode ser utilizada para diferentes fins, dentre eles a geração de bioenergia. O primeiro estudo avaliou o cultivo de microalgas em lagoas de alta taxa, com a utilização de efluentes da indústria de carnes, previamente tratados em nível primário e secundário. As distintas condições nutricionais tiveram efeito na produção de biomassa total. O uso de lagoas de alta taxa como tratamento secundário e terciário de efluentes da indústria de carnes propiciou o crescimento de biomassa com eficiente remoção de nutrientes, atendendo a legislação. No entanto, um pós-tratamento terciário, no caso do uso da lagoa de alta taxa como tratamento secundário, seria ainda necessário para o polimento do efluente em termos de remoção de matéria orgânica. O segundo estudo avaliou o cultivo de microalgas em lagoa de alta taxa e em fotobiorreator coluna de bolha, com a utilização de efluente da indústria de carnes, previamente tratado em nível primário. Os diferentes tipos de sistema de cultivo influenciaram na produtividade de biomassa total. O desempenho energético de cada sistema foi avaliado em termos de produtividade específica de biomassa e pela razão energética líquida. A lagoa de alta taxa teve desempenho ligeiramente melhor, principalmente na produção por input energético. A escolha entre um ou outro sistema depende do objetivo de utilização da biomassa. No entanto, quando se fala em utilização de efluentes para o cultivo de microalgas, a opção pela lagoa de alta taxa se faz mais coerente, pelos baixos custos inseridos na operação e manutenção da tecnologia.

ABSTRACT

COSTA, Luma Soares, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, February, 2016. **Treatment of primary and secondary waste from the meat industry with microalgae.** Advisor: Maria Lúcia Calijuri.

This research has been on the use of meat processing industry waste as a means of microalgae cultivation for the production of biomass that can be used for different purposes, including the generation of bioenergy. The first study assessed the cultivation of microalgae in high rate ponds, with the use of meat processing industry effluents, previously treated in primary and secondary level. The different nutritional conditions had effect on total biomass production. High rate ponds use as secondary and tertiary treatment of meat processing industry effluents favored the growth of biomass with efficient removal of nutrients, in accordance with regulations. However, a tertiary post-treatment in the case of the use of the high rate pond as a secondary treatment, would still be necessary to polish the effluent in terms of removal of organic matter. The second study evaluated the cultivation of microalgae in high rate pond and bubble column photobioreactor with the use of the effluent from the meat processing industry, previously treated at primary level. The different cultivation system influenced in total biomass yield. The energy performance of each system was evaluated in terms of specific biomass productivity and net energy ratio. The high rate pond had slightly better performance, particularly in the production per energy input. The choice between one or other system depends on the purpose of use of biomass. However, when it comes to using wastewater for cultivation of microalgae, the choice of high rate pond becomes more consistent, since it has lower operational and maintenance costs.

1. INTRODUÇÃO GERAL

A investigação de possíveis fontes alternativas de energia vem crescendo devido à crise energética e aos problemas ambientais associados à queima de combustíveis fósseis. Com isso, surge a necessidade da diversificação da atual matriz energética mundial através do uso de fontes renováveis de geração de energia ou também através de processos em que o desenvolvimento econômico caminhe junto com a proteção ambiental (Schmitz *et al.*, 2012). Diante disso, o uso de biocombustíveis surge como uma alternativa para a diversificação do setor energético, pelo fato de ser produzido a partir de fontes renováveis o que ocasiona redução dos impactos ao meio ambiente (Araujo *et al.*, 2012).

O setor de bioenergia tem criado bastante expectativa em relação a utilização de microalgas como fonte de biomassa para a produção de biocombustíveis (Franco *et al.*, 2013). As microalgas são consideradas como fonte de combustíveis de terceira geração, ou seja, derivados de microrganismos (Da Silva *et al.*, 2014). Os biocombustíveis que podem ser obtidos de microalgas são: o biogás, a partir da digestão anaeróbia; o biodiesel, a partir da extração lipídica, e o biohidrogênio gasoso produzido fotobiologicamente.

O interesse no uso de microalgas ocorre devido as suas inúmeras vantagens como a possibilidade de serem cultivadas em terras não aráveis, a utilização de água que não seja potável (Searchinger *et al.*, 2008; Ortenzio *et al.*, 2015), a capacidade de produção ao longo de todo o ano e o rápido crescimento (Chisti, 2007), o seu cultivo não ocasionaria um aumento no desmatamento, as microalgas apresentam rendimentos superiores aos das principais culturas energéticas utilizadas tanto em termos de biomassa quanto em produção de óleo e de acordo com Ortenzio *et al.* (2015), elas podem ser utilizadas para mitigar emissões de gases de efeito estufa de fontes estacionárias.

A explicação para que ainda não haja a produção de larga escala de microalgas com a finalidade de produção de biocombustíveis deve-se a diversas barreiras técnicas e econômicas que ainda precisam ser derrubadas.

Na produção de microalgas tem-se um gasto muito grande com a parte da colheita, com isso pesquisadores têm investigado formas de diminuir o custo na produção de microalgas, e uma delas que vem ganhando destaque é a utilização de meios alternativos de cultivo de microalgas.

Como alternativa de redução dos custos surge a utilização de meios de cultivos alternativos como efluentes domésticos, industriais e agrícolas. A composição desses efluentes irá variar de acordo com a sua origem e as diferentes composições irão influenciar diretamente na produção de biomassa algal. Dentre as diversas possibilidades de aproveitamento de efluentes para o cultivo de microalgas, destacam-se os gerados na indústria de carnes, devido à elevada quantidade produzida e ao seu potencial de aproveitamento.

Nas indústrias de carnes, a produção de efluentes é muito elevada em decorrência dos diversos processamentos. Os nutrientes que estão presentes nesse efluente, principalmente nitrogênio e fósforo, são considerados essenciais para o desenvolvimento de microrganismos, plantas e animais, no entanto, se forem despejados em excesso nos corpos hídricos podem provocar sérios problemas ao meio ambiente, como o fenômeno de eutrofização, crescimento excessivo de plantas e algas, em lagoas, represas e corpos receptores (Figueirêdo *et al.*, 2007). Mesmo assim, com toda essa problemática envolvida no despejo desses efluentes, até então, apenas Rodrigues *et al.* (2014) e Lu *et al.* (2015) avaliaram o cultivo de microalgas nesse tipo de efluente.

O tipo de sistema utilizado para o cultivo de algas irá depender da necessidade do organismo que será cultivado e a natureza o produto que será colhido. Estes incluem sistemas abertos, tais como lagoas e sistemas fechados tais como fotobiorreatores (FBR). Os sistemas abertos apresentam um menor consumo de energia e custo operacional quando comparadas com os sistemas fechados. Entretanto, devido a maior variedade de configurações em que os sistemas fechados foram construídos, possuem maior controle do meio de cultivo e maior proteção a contaminação em relação aos sistemas abertos, com isso potencializam a produtividade.

Diante disso, o presente estudo avaliou a utilização de efluentes da indústria de carnes como meio de cultivo de microalgas bem como o uso de lagoas de alta taxa no tratamento desses efluentes. O desempenho de uma LAT em comparação com o desempenho de um fotobiorreator coluna de bolha em termos de remoção de matéria orgânica, nutrientes, produtividade e gasto energético frente ao mesmo meio de cultivo foi também avaliado.

2. HIPÓTESES

Os efluentes primário e secundário apresentam comportamentos distintos no crescimento da biomassa algal devido as diferenças de carga orgânica, concentrações de nutrientes (fósforo e nitrogênio) e sólidos suspensos. Então, maior produtividade de biomassa é esperada no efluente primário, dada a maior concentração de fósforo.

Existe maior produtividade de biomassa algal em reator fechado devido ao maior controle das condições de cultivo em relação ao sistema aberto, porém um maior gasto energético também, confirmando a lagoa como sistema de cultivo mais adequado.

3. OBJETIVOS

3.1. Objetivo Geral

Avaliar o uso de lagoas de alta taxa como sistema de cultivo de microalgas e de tratamento de efluentes da indústria de carnes, bem como comparar com o uso de fotobiorreator coluna de bolhas.

3.2. Objetivos Específicos

- Caracterização física e química dos efluentes utilizados como meio de cultivo.
- Determinar curvas de crescimento da biomassa algal.
- Determinar a composição da comunidade fitoplanctônica.
- Avaliar a remoção de nutrientes (nitrogênio e fósforo) e matéria orgânica.

- Determinar o desempenho energético do sistema de cultivo utilizado em comparação com o sistema de cultivo de fotobiorreator coluna de bolhas tratando o mesmo efluente.

4. REVISÃO DE LITERATURA

4.1. Microalgas para a produção de biocombustíveis

A investigação de possíveis fontes alternativas de energia vem crescendo devido à crise energética e aos problemas ambientais associados à queima de combustíveis fósseis. O setor energético é um dos que mais demandam recursos naturais e de acordo com projeções U. S. Energy Information Administration (EIA), que foram publicadas no relatório International Energy Outlook em 2010, o consumo mundial total de energia aumentará cerca de 49% entre 2007 e 2035. Com isso, surge a necessidade da diversificação da atual matriz energética mundial através do uso de fontes renováveis de geração de energia ou também através de processos em que o desenvolvimento econômico caminhe junto com a proteção ambiental (Schmitz *et al.*, 2012). Neste sentido, os biocombustíveis surgem como uma alternativa promissora para diversificar o setor energético, uma vez que são produzidos a partir de fontes renováveis o que ocasiona redução dos impactos ao meio ambiente (Araujo *et al.*, 2012).

A utilização de microalgas como fonte de biomassa para a produção de biocombustíveis tem causado grande expectativa no setor de bioenergia (Franco *et al.*, 2013). As microalgas são consideradas como fonte de combustíveis de terceira geração, ou seja, derivados de microrganismos (Da Silva *et al.*, 2014). Os biocombustíveis que podem ser obtidos de microalgas são: o biogás, a partir da biodigestão anaeróbia; o biodiesel, a partir da extração lipídica, e o biohidrogênio gasoso produzido fotobiologicamente.

As microalgas são seres detentores de grande diversidade filogenética, que pertencem ao reino vegetal, presentes tanto no meio aquático como no solo. São organismos microscópicos, essenciais na captura de dióxido de carbono e na produção de oxigênio, sendo compostos basicamente de proteínas, carboidratos e lipídios (Spolaore *et al.*, 2006). A sua composição bioquímica pode variar de acordo com as espécies e com as condições de

cultivo, como a temperatura, nutrientes, intensidade da luz, agitação, pH e fase de crescimento (Brown *et al.*, 1997; Miao; Wu, 2004). São seres que apresentam metabolismo autotrófico, e nesse sentido, possuem capacidade de converter energia solar e CO₂ em biomassa (Chisti, 2007). Quando comparadas com outras espécies vegetais, apresentam uma taxa fotossintética até 50% maior (Wang *et al.*, 2008). O interesse no uso de microalgas ocorre devido as suas inúmeras vantagens: i) possibilidade de serem cultivadas em terras não aráveis, portanto, áreas consideradas desérticas, semiáridas e degradadas podem ser utilizadas para o seu cultivo, e assim não há competição entre o cultivo de microalgas com a produção de alimentos, sendo considerado esse um dos principais motivos contra a expansão da produção das culturas tradicionais, e também utilizando água que não seja potável (Searchinger *et al.*, 2008; Ortenzio *et al.*, 2015), ii) capacidade de produção ao longo de todo o ano e rápido crescimento (Chisti, 2007), iii) o cultivo de microalgas não ocasionaria um aumento no desmatamento, sendo também um ponto importante contra as culturas tradicionais; iv) as microalgas apresentam rendimentos superiores aos das principais culturas energéticas utilizadas tanto em termos de biomassa quanto em produção de óleo; v) as microalgas podem ser utilizadas para mitigar emissões de gases de efeito estufa de fontes estacionárias (Ortenzio *et al.*, 2015).

Se as microalgas apresentam todas essas vantagens sobre as culturas tradicionais, a explicação de não haver produção em larga escala de microalgas para fins de produção de biocombustíveis deve-se a diversas barreiras técnicas e econômicas que ainda precisam ser vencidas. A produção de biomassa consiste em duas etapas, sendo a primeira a do cultivo e a segunda da colheita. A colheita é considerada uma etapa de alto custo, representando em torno de 20 a 30 % do custo total da produção (Gudin; Therpenier, 1986; Davis *et al.*, 2011). Esse alto custo na colheita ocorre devido às baixas concentrações de biomassa que são encontradas nos sistemas de produção que geralmente variam entre 0,3 a 0,5 g.L⁻¹ e em alguns casos pode chegar a 5 g.L⁻¹ (Wang *et al.*, 2008; Li *et al.*, 2008), e ao tamanho celular das microalgas. Com esse alto valor envolvido na colheita, pesquisadores têm investigado formas de diminuir o custo na produção de microalgas, e uma

delas que vem ganhando destaque é a utilização de meios alternativos de cultivo de microalgas.

A utilização de efluentes como meio de cultivo de microalgas surge como uma opção de redução dos custos de produção de microalgas, além de ser uma alternativa de tratamento para os mesmos. Diversos estudos comprovam a boa eficiência das microalgas na remoção de nutrientes, principalmente fósforo e nitrogênio, sendo esses os principais causadores de eutrofização de corpos hídricos quando os efluentes são despejados sem tratamento prévio (Phang, 2001; de Godos *et al.*, 2009; Chinnasamy *et al.*, 2010; de Godos *et al.*, 2010; Richard; Mullins, 2013).

4.2. Meios de cultivo

Os meios de cultivo utilizados são desenvolvidos para obter crescimento ótimo das microalgas, para isso, eles devem fornecer nutrientes, minerais e compostos orgânicos necessários ao crescimento e síntese celular.

Para a produção de microalgas, os meios de cultivo, podem ser divididos em três categorias: (i) meio de cultivo sintético completo; (ii) água natural enriquecida com suplementação mineral e (iii) efluentes (Becker, 1994).

Os meios de cultivo sintéticos são compostos por macro e micronutrientes, além de concentrações de vitaminas no meio (Guillard, 1975). O principal problema em relação a utilização dos meios de cultivo sintéticos e água natural enriquecida com suplementação mineral na produção de microalgas é em relação ao alto custo com os nutrientes, representando aproximadamente 35% do valor total para a produção de biomassa de microalgas (Grima *et al.*, 2003), podendo representar um fator limitante para a produção (Muliterno *et al.*, 2005, Baumgärtner, 2011).

A utilização de efluentes domésticos, agrícolas e industriais, como meio de cultivo se mostra uma saída eficiente para diminuir os custos de produção de microalgas. O maior gasto, nesses casos, é com a logística e transporte desses resíduos até os locais de produção (Miyawaki, 2014).

Como mostrado na Figura 4.1, devido à presença de grandes quantidades de bactérias, o tratamento do efluente utilizado como meio de

cultivo para a produção de microalgas é geralmente baseado em circuito nutricional simbiótico entre algas e bactérias (Becker, 1994).

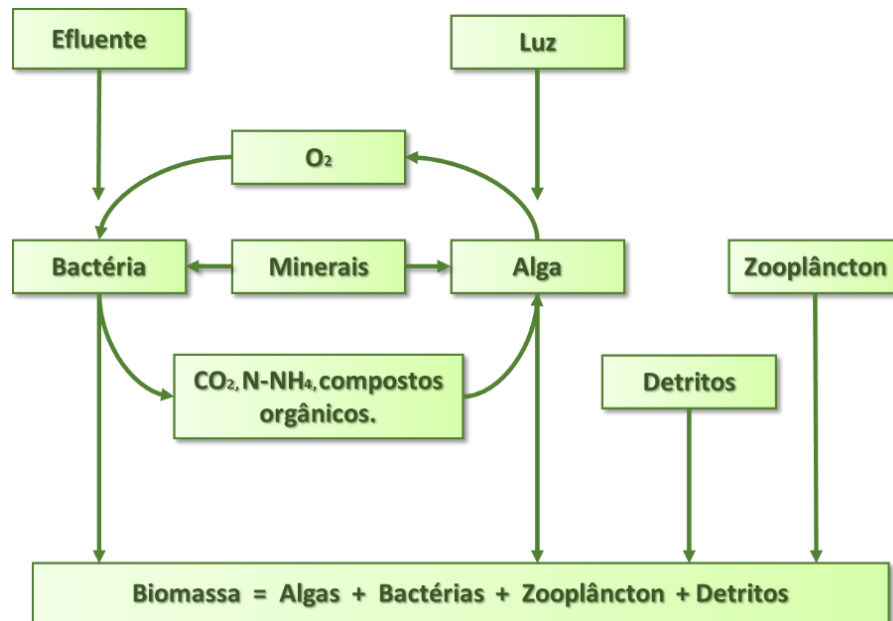


Figura 4.1. Interação dos fatores de maior influência no cultivo externo de microalgas (Becker, 1994).

Esse consórcio que ocorre entre microalgas e bactérias tem sido amplamente estudado devido aos potenciais benefícios para ambos os microrganismos. Quando o cultivo é feito em efluentes, a produção fotossintética e liberação do oxigênio para as bactérias realizarem a degradação aeróbica da matéria orgânica é função das microalgas, em contrapartida, as bactérias, devido à degradação da matéria orgânica, fornecem o CO_2 e os compostos orgânicos essenciais para o crescimento das microalgas.

Em muitas situações, a degradação da matéria orgânica pelas bactérias não supri a demanda de carbono para o crescimento das microalgas, existindo a necessidade de adição de dióxido de carbono dissolvido no meio para a realização da fotossíntese. A produtividade de biomassa algal, assim como a eficiência de remoção de nutrientes, pode ser otimizada pela adição de CO_2 externo (Park; Craggs, 2010; Santiago *et al.*, 2013).

A produção de microalgas utilizando efluentes como meio de cultivo apresenta como vantagens a redução dos custos, uma vez que os nutrientes para o crescimento da biomassa já estão no meio, e a depuração do efluente utilizado, o que contribui para a minimização dos impactos ambientais negativos gerados pelos empreendimentos. E como desvantagens, apresenta-se uma biomassa de menor valor agregado, que não poderá ser utilizada para fins mais nobres, menor produtividade algal devido à competição com bactérias por espaço e nutrientes, e pela predação por protozoários e o menor acúmulo lipídico, pois as bactérias acumulam menos óleo quando comparadas as algas.

4.2.1. Meios de cultivo alternativos

Vários meios de cultivo têm sido formulados para se adequarem aos requerimentos nutricionais de uma infinidade de espécies de microalgas. Segundo Li *et al.* (2011) para que o cultivo de microalgas seja justificado é necessário que as cepas de microalgas atendam a esses requisitos i) capacidade de sobrevivência em efluentes; ii) capacidade de desenvolverem-se em um consorcio de microrganismos; iii) apresentar em sua constituição um alto teor de lipídeos. Nesse sentido, pesquisas tanto em escala piloto como em escala real, precisam de continuidade, com o intuito de aperfeiçoar o processo de produção e atingir uma qualidade elevada nos efluentes tratados e uma elevada produtividade de biomassa algal.

4.2.1.1. Esgoto doméstico

O volume de esgoto gerado a partir das atividades humanas tem se elevado consideravelmente nos últimos anos, com isso os aspectos sanitários ainda representam um dos principais problemas de infraestrutura em diversas regiões, o que pode ocasionar impactos ambientais e de saúde pública negativos. Com isso a utilização do esgoto doméstico como meio de cultivo de microalgas vem ganhando relevância diante dos pesquisadores, por se tratar de um meio de cultivo barato e com alto potencial de produção, além de minimizar os impactos causados pelo despejo incorreto.

As características do esgoto sanitário irão depender de variáveis como os hábitos da população e como o clima, além de modificarem com o tempo, o

que torna a caracterização desse efluente complexa (Piveli, 2013). Na sua composição estão presentes nitrogênio e fósforo, com isso o esgoto é um potencial meio de cultivo alternativo para o cultivo de microalgas, uma vez que esses organismos necessitam, em nível de macronutriente, principalmente de nitrogênio e fósforo para seu crescimento. A principal desvantagem na utilização de esgoto doméstico como meio de cultivo é a necessidade de suprimento de carbono, por se tratar de um efluente que não é capaz de suprir a necessidade das microalgas em relação a esse composto.

Diversos estudos foram e estão sendo desenvolvidos com o intuito de avaliar a influência das composições do esgoto doméstico tanto na produção quanto na eficiência do tratamento. Em termos de produtividade de biomassa, a produção varia de 10 a 45 g.m⁻².dia⁻¹ em sistemas de lagoas de alta taxa e fotobiorreatores tubulares (Chisti, 2007; Shen *et al.*, 2009; Lundquist *et al.*, 2010). Em termos de tratamento, vêm apresentando resultados satisfatórios, a remoção de nitrogênio e fósforo no tratamento terciário de esgoto estudada por Martínez *et al.* (2000), no qual utilizaram *Scenedesmus obliquus* com remoção de 100% de amônia e 98% de fósforo. Em um estudo trabalhando também com *Scenedesmus obliquus*, Gomez - Villa *et al.* (2005), durante o inverno obtiveram remoções de 47% e 45% de nitrogênio e fósforo, respectivamente e no verão as remoções de nitrogênio e fósforo ficaram em torno de 79% e 73%, respectivamente. Segundo Abdel-Raouf *et al.* (2012) o cultivo de microalgas em sistemas de tratamento de esgoto inibiu coliformes e removeu metais pesados. Em um estudo feito por Marin *et al.* (2010) a remoção de coliformes fecais alcançou valores de até 95%.

4.2.1.2. Efluentes agroindustriais

Atividades agroindustriais geram grande quantidade de resíduos sólidos e efluentes, cuja composição varia de acordo com o tipo e a quantidade de matéria-prima processada e das técnicas empregadas no processamento (Verheijen, 1996). Por causa das baixas concentrações de N e P e à elevada concentração de substâncias tóxicas encontradas em efluentes industriais, o crescimento de microalgas é geralmente baixo (Pittman *et al.*, 2011).

4.2.1.2.1. Vinhaça

O Brasil é um grande produtor de etanol de cana-de-açúcar. A produção brasileira de etanol total no país foi 28,66 bilhões de litros na safra 2014/15 e está estimada em 29,21 bilhões de litros para safra 2015/16, um aumento de 554,75 milhões de litros (CONAB, 2015). A vinhaça é o principal resíduo gerado na indústria da cana de açúcar, com isso é grande a quantidade de vinhaça produzida no Brasil gerando a necessidade de se desenvolverem meios viáveis de utilização e tratamento da mesma.

A vinhaça é um resíduo rico em nutrientes e minerais. A composição química da vinhaça é bastante variável e depende dos seguintes fatores: i) natureza e composição da matéria prima; ii) sistema usado no preparo do mosto; iii) sistema de condução de fermentação iv) composição do vinho. De maneira geral a vinhaça apresenta elevados teores de matéria orgânica e de potássio, seguido do cálcio, sulfatos, nitrogênio, fosforo e magnésio (Freire; Cortez, 2000; Cazetta; Celligoi, 2005).

A mesma é usada em práticas de fertirrigação do solo, devolvendo nutrientes essenciais requeridos por ele, porém a aplicação em excesso pode contaminar o lençol freático como também promover a saturação do solo.

Como alternativa para minimizar os efeitos da disposição inadequada desse efluente, utilizam-no como meio de cultivo de microalgas. Sendo assim uma opção economicamente aconselhável e ambientalmente sustentável é a sua utilização para o cultivo de microalgas.

Pesquisadores vêm investigando a utilização dessa água residuária como meio de cultivo. Melo *et al.* (2015) obteve produtividade máxima de biomassa de $62 \text{ mg.L}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ em um estudo utilizando a vinhaça após um pré tratamento como meio de cultivo da microalga *Chlorella vulgaris* em escala laboratorial.

4.2.1.2.2. Indústria de laticínios

Efluentes da indústria de laticínios, assim como a maioria dos efluentes agroindustriais apresentam ampla variação da composição e da quantidade de efluente que é produzido. De maneira geral, apresentam elevadas concentrações de matéria orgânica, amônia, sólidos suspensos e dissolvidos, gorduras e proteínas originadas do leite (Markou; Georgakakis, 2011). A

elevada concentração de matéria orgânica e nutrientes podem ser reciclados no cultivo da biomassa algal.

Diante disso, estudos vêm sendo desenvolvidos com o objetivo de utilizar efluentes da indústria de laticínios como meios de cultivo (Woertz *et al.*, 2009; Wang *et al.*, 2010).

Woertz *et al.* (2009) em um estudo utilizando efluentes da indústria de laticínios em diferentes diluições apresentaram concentrações máximas de 500 a 900 mg.L⁻¹. Em relação ao tratamento, Wang *et al.* (2010) avaliando diferentes diluições do efluente apresentaram remoções de até 100% de nitrogênio amoniacal, 74,7% de fosforo total e 38,4% de DQO.

4.2.1.2.3. Efluentes da indústria de carnes

O Brasil é um dos países líderes nas exportações mundiais de carne devido ao fato de possuir o maior rebanho bovino comercial do mundo, com aproximadamente 198 milhões de cabeças no ano de 2014 (ANUALPEC, 2015). É também reconhecido como um dos principais produtores e exportadores de carne suína e avícola (ABIPECS, 2011; UBABEF, 2011).

Nas indústrias de carnes, a produção de efluentes é muito elevada em decorrência dos diversos processamentos. Todas as etapas do processamento industrial contribuem de alguma forma para a carga de resíduos potencialmente impactantes para o meio ambiente. O alto consumo de água acarreta uma grande quantidade de efluentes, sendo estimado que cerca de 80% a 95% da água consumida é descarregada como efluente (EPA, 2002).

Juntamente com as questões ambientais, os resíduos gerados do processamento de carnes possuem características que tornam possíveis a sua conversão em produtos valorados como *by products* ou como *input* de outra indústria ou ainda para sua utilização para alimentação humana ou animal após o tratamento adequado. Segundo Jayathilakan *et al.* (2012) a utilização de resíduos do processamento de carnes tem recebido atenção pelo fato de representarem um recurso passível de conversão a produtos diversos.

Os nutrientes que estão presentes nesses efluentes, principalmente nitrogênio e fósforo, são considerados essenciais para o desenvolvimento de microrganismos, plantas e animais, no entanto, se forem despejados em

excesso nos corpos hídricos podem provocar sérios problemas ao meio ambiente, como o processo de eutrofização, crescimento excessivo de plantas em lagoas, represas e corpos receptores (Figueirêdo *et al.*, 2007). A redução da quantidade de oxigênio dissolvido em corpos d'água que recebem esses efluentes é devido à descarga desses compostos biodegradáveis o que acarreta a diminuição das atividades e até mesmo a morte dos seres aquáticos, fator que culmina em forte impacto ambiental (Vinatea Arana, 1997).

Segundo Carawan *et al.* (1979), o beneficiamento de carnes consiste na produção de diversas variedades de salsichas, presuntos, bacon, carnes enlatadas, e hambúrgueres, dentre outros.

Os efluentes gerados desses empreendimentos apresentam elevada carga orgânica. Essa carga é composta por grande quantidade de sangue, alto teor de gorduras, fragmentos de tecidos, esterco, conteúdo estomacal não-digerido e conteúdo intestinal (Pardi *et al.*, 2006). Os efluentes gerados são caracterizados pela alta carga orgânica e quantidade de nutrientes, como também pelas flutuações de pH em função do uso de agentes de limpeza ácidos e básicos, teores significativos de sais de cura, compostos aromáticos, flutuação de temperatura e concentração de diversos outros sólidos em suspensão. Além disso, a presença de microrganismos com alto potencial patogênico gera uma grande preocupação assim como o odor desagradável que pode se disseminar pela vizinhança ou repercutir na própria indústria (Pardi *et al.*, 2006).

Características como a elevada concentração de carbono orgânico, nitrogênio e fósforo presentes nesses efluentes podem favorecer o crescimento de microalgas na utilização desses efluentes como meio de cultivo. Nos sistemas de cultivos que utilizam efluentes agroindustriais, como meios de cultivos, é necessário o controle do pH e da temperatura devido à instabilidade dessas variáveis, além de levar em conta as quantidades de sólidos suspensos, pois em grandes quantidades podem acarretar o sombreamento, o que reduz a penetração de luz e conseqüentemente a atividade fotossintética, prejudicando o desenvolvimento das microalgas. Além disso, a presença de compostos aromáticos e características como a elevada condutividade podem inibir o crescimento de algumas espécies de microalgas.

De acordo com Rodrigues *et al.* (2014), os estudos que visam a aplicação de efluentes do processamento de carnes como meio de cultivo de microalgas se concentram na etapa de abate. Entretanto, foi identificado apenas um estudo que avaliou a aplicação de efluentes das demais etapas da cadeia produtiva de carnes a produção de microalgas. Lu *et al.* (2015) em um experimento utilizando águas residuárias do processamento de carnes obtiveram produção de biomassa algal entre 0,675 e 1,538 g.L⁻¹ e em relação a eficiência do tratamento apresentaram remoções de nitrogênio amoniacal entre 68,75 e 90,38% e eficiências de remoção de nitrogênio total entre 30,06 e 50,94%.

A escassez de pesquisas que avaliem a aplicação de efluentes advindos das diversas etapas de processamento de carnes para o cultivo de microalgas é uma oportunidade de investigação do potencial de recuperação de nutrientes e da produção de biomassa não só para a produção de biocombustíveis como também para outras finalidades.

4.3. Sistemas de cultivo

A produção de microalgas utilizando efluentes como meios de cultivo é realizada em diferentes tipos de sistemas, os quais podem ser abertos ou fechados (Ozkan *et al.*, 2012; Vasumathi *et al.*, 2012).

De forma geral, os sistemas abertos são aplicáveis em locais que tenham disponibilidade de área e radiação solar, quando comparados aos sistemas fechados apresentam um menor custo e demanda energética, mas como limitações, são facilmente contaminados e tem-se menor controle sobre as condições de cultivo. Os sistemas fechados foram projetados com o intuito de superar as limitações existentes em relação aos abertos e potencializar a produtividade.

4.3.1. Sistema Aberto - Lagoas de Alta Taxa

Os sistemas abertos simulam o habitat natural das microalgas. Segundo Chen *et al.* (2009), geralmente, esses sistemas são constituídos por uma única ou múltiplas unidades conjuntas com agitação produzida por meio de uma roda de pás, bombas ou hélices. A Figura 4.2 mostra as formas de lagoas tipo pista e cultivo de tanque aberto.



Figura 4.2. Três tipos de sistemas abertos de produção de microalgas. (a) lagoas tipo pista, (b) lagoa tipo circular, (c) tanque aberto.

Fonte. Adaptado de Chen *et al.* (2009).

A produção de microalgas utilizando efluentes como meio de cultivo, é realizada principalmente em lagoas de alta taxa. As LATs, também chamadas de *raceways*, são consideradas como a forma mais economicamente viável para se produzir biomassa algal com menor impacto ambiental negativo (Park *et al.*, 2011b).

Segundo Picot *et al.* (1991), as LATs foram desenvolvidas e apresentadas por Oswald no final da década de 50. Elas consistem em reatores com a forma de uma pista de corrida de pequena profundidade, variando entre 0,2 e 0,5 m, onde ocorre a movimentação contínua da massa líquida devido as pás giratórias, em um circuito fechado. Com a introdução das pás, foi possível um menor tempo de detenção hidráulica nas operações (Oswald, 1988; Picot *et al.*, 1991; Park; Craggs, 2010; Craggs *et al.*, 2012). Além disso, a movimentação das pás impede a estratificação do meio e promove a exposição homogênea à luz das células das microalgas, contribuindo para o aumento da produção de microalgas, e também para a depuração do efluente.

Do ponto de vista do tratamento, as lagoas de alta taxa têm sido utilizadas em vários países, comprovando assim os estudos pioneiros de Oswald (Craggs *et al.*, 2003; de Godos *et al.*, 2009; Park; Craggs, 2011). O Instituto Nacional de Pesquisas em Água e Atmosfera da Nova Zelândia (NIWA), por exemplo, conduziu pesquisas em escala piloto e escala real, demonstrando que as LATs, quando comparadas ao sistema convencional, proporcionam um tratamento de efluente mais completo e consistente (Craggs *et al.*, 2011), se destacando na eficiência de remoção de nutrientes (Nurdogan; Oswald, 1995; Garcia *et al.*, 2000; Craggs *et al.*, 2003; Heubeck *et al.*, 2007).

As lagoas de alta taxa vêm sendo utilizadas para tratamento de diferentes tipos de efluentes, como efluente doméstico, efluentes agroindustriais, efluentes anaeróbios, dentre outros (Fallowfield *et al.*, 1999; de Godos *et al.*, 2009; Park; Craggs, 2011; Arbib *et al.*, 2013). Apesar das LATs serem amplamente utilizadas no mundo, são menos numerosas quando comparadas com as lagoas facultativas e de maturação. Porém, devido ao aumento da exigência por parte da legislação, no que diz respeito a remoção de nutrientes nesses efluentes, e a busca dos pesquisadores em novas fontes de energia, é possível que a sua utilização aumente cada vez mais (Powell *et al.*, 2008; Park *et al.*, 2011b).

4.3.2. Sistema Fechado – Fotobiorreatores de coluna vertical

Mesmo que a maioria da produção de biomassa algal, cerca de 98%, ocorra em tanques abertos (Benemann, 2008), os sistemas fechados, também conhecidos como fotobiorreatores, possibilitam maior controle sobre os parâmetros de cultivo, sendo mais viáveis para as microalgas que são facilmente contaminadas por microrganismos. Dentre as vantagens em relação aos sistemas abertos, além do menor risco de contaminação, tem-se as menores perdas de CO₂, controle da temperatura, maior reprodutibilidade de condições e cultivo, apresentando de forma geral, maior desempenho em produção de biomassa (Pulz, 1992). Além disso, o foco principal do uso de FBRs é na produção de microalgas. Eles não são construídos com o intuito de obter tratamento eficiente do efluente utilizado como meio de cultivo, mas sim para maior produtividade algal, logo comumente são utilizados meios de cultivos sintéticos.

A busca pela otimização da produção de microalgas estimulou o desenvolvimento de FBRs com diversos designs, podendo ser classificados, de acordo com Wang *et al.* (2012), em três categorias, coluna vertical, tubular e painel plano.

Os FBRs tubulares e em painéis são os mais utilizados, porém os FBRs de coluna vertical são os mais adequados para o cultivo de microalgas em larga escala devido ao menor custo, serem mais compactos e de fácil operação (Ugwu *et al.*, 2008; Wang *et al.*, 2012). Dentre os modelos do FBR de coluna vertical, tem-se o reator de coluna de bolhas. Segundo Sánchez Mirón *et al.* (2000), os FBRs de coluna de bolhas não excedem 0,2 metros de diâmetro, para que não haja comprometimento da disponibilidade de luz. Com o intuito de reduzir possíveis limitações de transferência de massa, que poderiam acarretar o estabelecimento de gradientes de pH, CO₂ e saturação de O₂ no meio de cultivo, sua extensão não passa dos 4 metros (Wang *et al.*, 2012).

Segundo Mata *et al.* (2010), os FBRs de coluna vertical possuem boa mistura devido a boa movimentação radial do fluido, possuem baixa relação superfície/volume, menor consumo energético, estabilidade de temperatura, menor possibilidade de contaminação, boa transferência de massa, entre outras vantagens. Dentre as limitações, destaca-se a pequena superfície de iluminação (Mata *et al.*, 2010).

O FBR coluna de bolhas, como mostra a Figura 4.3, é composto de uma coluna com a aeração localizada em sua base. Dependendo do *design* adotado, painéis internos transpassados são instalados com o intuito de romper as bolhas e diminuir o tamanho das mesmas.

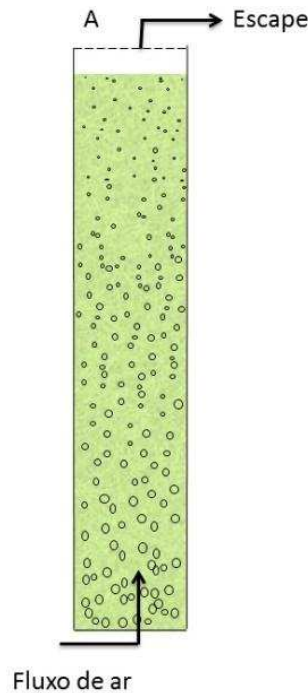


Figura 4.3. Diagrama esquemático de FBR coluna de bolhas.
Fonte. Adaptado de Wang *et al.* (2012).

4.4. Considerações Finais

A produção de biomassa algal pode ser realizada concomitantemente com o tratamento de efluentes, sendo que cada tipo de reator é mais indicado para uma situação específica. A maioria dos estudos sobre o simultâneo tratamento de efluentes e a produção de microalgas utilizam sistemas em escala laboratorial, sendo que alguns restringem apenas a eficiência do tratamento do efluente. Nesse sentido, devido a grande variedade de efluentes, é cada vez mais evidente a necessidade de estudos que tenham o objetivo de avaliarem a influência da composição desses efluentes na produtividade de biomassa e no tratamento do mesmo.

4.5. Referências

- ABDEL-RAOUF, N.; A. A. AL-HOMAIDAN, A. A.; IBRAHEEM, I. B. M. Microalgae and wastewater treatment. **Saudi Journal of Biological Sciences**, v. 19, p. 257-275. 2012.
- ABIPECS - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DA INDÚSTRIA PRODUTORA E EXPORTADORA DE CARNE SUÍNA. Exportação brasileira de carne suína, relatório de janeiro a setembro de 2011. Acesso 05/01/2016.

- ANUALPEC – ANUÁRIO DA PECUÁRIA BRASILEIRA In: Pecuária de corte (estatísticas). São Paulo: FNP Consultoria & Comércio. 2015. Acesso 05/01/2016.
- ARAUJO, F. P.; DA PAZ, G. M.; DE OLIVEIRA, Y. L.; LEITE, C. H. P. *Estudo da viabilidade de microalgas para produção de biodiesel*. VII CONEPI. Piauí, 2012.
- ARBIB, Z.; RUIZ, J.; ÁLVAREZ-DIAS, P.; GARRIDO-PÉREZ, C.; BARRAGAN, J.; PERALES, J. A. Long term outdoor operation of a tubular airlift pilot photobioreactor and a high rate algal pond as tertiary treatment of urban wastewater. **Ecological Engineering**, v. 52, p. 143-153. 2013.
- BAUMGÄRTNER, T. R. S. Cultivo e extração de óleo das microalgas *Scenedesmus sp.* e *Spirulina sp.* para a síntese de ésteres visando à produção de biodiesel. 124 p. Tese (Doutorado em Engenharia Química) – Universidade Estadual de Maringá- PEQ/UEM, Paraná, 2011.
- BECKER, E. W. *Microalgae: Biotechnology and Microbiology*. 1 ed Cambridge: Cambridge University Press, 293 p. 1994.
- BROWN, M. R.; JEFFREY, S. W.; VOLKMAN, J. K.; DUNSTAN, G. A. Nutritional properties of microalgae for mariculture. **Aquaculture**, v. 151, p. 315-331, 1997.
- CARAWAN, R. E.; CHAMBERS, A. V.; ZALL, R. R. WILKOWSKE, R. H. Meat processing: water and wastewater management. Water and wastewater management in food processing. *Extension Special Report Nol AM18c*. North Carolina State University. 1979.
- CAZETTA, M. L.; CELLIGOU, M. A. P. C. Aproveitamento do melaço e vinhaça de cana-de-açúcar como substrato para produção de biomassa proteica e lipídica por leveduras e bactéria. **Semina: Ciências Exatas e Tecnológica**. v. 26, n. 2, p. 105 – 112. 2005.
- CHEN, P.; MIN, M.; CHEN, Y.; WANG, L.; LI, Y.; CHEN, Q.; WANG, C.; WAN, Y.; WANG, X.; CHENG, Y.; DENG, S.; HENNESSY, K.; LIN, X.; LIU, Y.; WANG, Y.; MARTINEZ, B.; RUAN, R. Review of the biological and engineering aspects of algae to fuels approach. **International Journal of Agricultural e Biological Engineering**, v. 2, n. 4, p. 1-30. 2009.
- CHINNASAMY, S.; BHATNAGAR, A.; HUNT, R. W.; Das, K. C. Microalgae cultivation in a wastewater by carpet mill effluents for biofuel applications. **Bioresource Technology**, v. 101, p. 3097-3105. 2010.
- CHISTI, Y. Biodiesel from microalgae. **Biotechnology Advances**, v. 25, p. 294–306, 2007.
- CONAB. Companhia Nacional de Abastecimento. Acompanhamento da Safra Brasileira: cana-de-açúcar, terceiro levantamento, dezembro/2015. Disponível em: www.conab.com.br. Acesso em 05/01/2016.

- CRAGGS, R. J. *et al.* Advanced ponds systems: performance with high rate ponds of different depths and areas. *Water Science and Technology*, v. 48(2), p. 259–267. 2003.
- CRAGGS, R. J.; HEUBECK, S.; LUNDQUIST, T. J.; BENEMANN, J. R. Algal biofuels from wastewater treatment high rate algal ponds. *Water Science and Technology*, v. 63(4), p. 660-665. 2011.
- CRAGGS, R. J.; SUTHERLAND, D.; CAMPBELL, H. Hectare-scale demonstration of high rate algal ponds for enhanced wastewater treatment and biofuel production. *Journal of Applied Phycology*, v. 24, p. 329-337. 2012.
- DA SILVA, L. T.; GOUVEIA, L.; REIS, A. Integrated microbial processes for biofuels and high value-added products: the way to improve the cost effectiveness of biofuel production. *Applied Microbiology and Biotechnology*, v. 98, p. 1043-1053. 2014.
- DAVIS, R.; A. ADEN, *et al.* "Techno-economic analysis of autotrophic microalgae for fuel production." *Applied Energy*, v. 88(10), p. 3524-3531. 2011.
- de GODOS, I.; BLANCO, S.; GARCÍA-ENCINA, P. A.; BECARES, E.; MUÑOZ, R. Long-term operation of high rate algal ponds for the bioremediation of piggery wastewater at high loading rates. *Bioresource Technology*, v. 100, p. 4332-4339. 2009.
- de GODOS, I.; BLANCO, S.; GARCÍA-ENCINA, P. A.; BECARES, E.; MUÑOZ, R. Influence of flue gas sparging on the performance of high rate algae ponds treating agro-industrial wastewaters. *Journal of Hazardous Materials*, v. 179, p. 1049-1054. 2010.
- EPA – ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Development Document for the Proposed Effluent Limitations Guidelines and Standards for the Meat and Poultry Products Industry Point Source Category. Office of Water Mail Code 4303 T. Washington, 2002.
- FALLOWFIELD, H. J.; MARTIN, N. J.; CROMAR, N. J. Performance of a batch-fed High Rate Algal Pond for animal waste treatment. *European Journal of Phycology*, v. 34(3), p. 231-237. 1999.
- FIGUEIRÊDO, M. C. B.; TEIXEIRA, A. S.; ARAÚJO, L. F. P.; ROSA, M. F.; PAULINO, W. D.; MOTA, S.; ARAÚJO, J. C. Avaliação da vulnerabilidade ambiental de reservatórios à eutrofização. *Revista Engenharia Sanitária e ambiental*. v.12, n.4, [online], Rio de Janeiro. 2007.
- FRANCO, A. L. C.; LÔBO, I. P.; CRUZ, R. S. Biodiesel de microalgas: avanços e desafios. *Química Nova*, v. 36, n. 3, p. 437-448. 2013.

- FREIRE, W. J.; CORTEZ, L. A. B. Vinhaça de cana-de-açúcar. **Serie engenharia agrícola**, v. 1. Guaíba: livraria e editora agropecuaria, 203 p. 2000.
- GARCÍA, J.; GREEN, B. F.; LUNDQUIST, T.; MUJERIEGO, R.; HERNANDEZ-MARINÉ, M.; OSWALD, W. J. Long term diurnal variations in contaminant removal in high rate ponds treating urban wastewater. **Bioresource Technology**, v. 97, p. 1709-1715. 2006.
- GARCÍA, J.; MUJERIEGO, R.; HERNANDEZ-MARINÉ, M. High rate algal pond operating strategies for urban wastewater nitrogen removal. **Journal of Applied Phycology**, n. 12, p. 331-339. 2000.
- GARCÍA, J.; MUJERIEGO, R.; HERNANDEZ-MARINÉ, M. High rate algal pond operating strategies for urban wastewater nitrogen removal. **Journal of Applied Phycology**, v. 12, p. 331-339. 2000.
- GODOS, I. Long-term operation of high rate algal ponds for the bioremediation of piggery wastewaters at high loading rates. **Bioresource Technology**, v. 100(19), p. 4332-4339. 2009.
- GÓMEZ-VILLA, H.; VOLTOLINA, D.; NIEVES, M.; PINA, P. Biomass production and nutrient budget in outdoor cultures of *Scenedesmus obliquus* (chlorophyceae) in artificial wastewater, under the winter and summer conditions of Mazatlán, Sinaloa, México. **Viet et Milieu**, v. 55, p. 121-126. 2005.
- GONZÁLEZ, C.; MARCINIAK, J.; VILLAVERDE, S.; GARCÍA-ENCINA, P. A.; MUÑOZ, R. Microalgae-based processes for the biodegradation of pretreated piggery wastewaters. **Appl Microbiol Biotechnol**, n.80, p. 891-898. 2008
- GRIMA, E. M.; E. H. BELARBI, *et al.* "Recovery of microalgal biomass and metabolites: process options and economics." **Biotechnology Advances**, v. 20(7-8), p. 491-515. 2003.
- GUDIN, C.; C. THERPENIER. "Bioconversion of solar energy into organic chemicals by microalgae." **Advances in biotechnological processes**, v. 6, p. 73- 110. 1986.
- GUILLARD, R. R. L. Culture of phytoplankton for feeding marine invertebrates. In: Smith, W. L. & Chanley, M. H. (eds.). Culture of Marine Invertebrate Animals. Plenum, New York, USA, p. 29-60. 1975.
- HEUBECK, S.; CRAGGS, R. J.; SHILTON, A. Influence of CO₂ scrubbing from biogas on the treatment performance of a high rate algal pond. **Water Science and Technology**, v. 55(11), p. 193. 2007
- JAYATHILAKAN, K.; SULTANA, K.; RADHAKRISHNA, K.; BAWA, A. S. Utilization of byproducts and waste materials from meat, poultry and fish processing industries: a review. **Journal of Food Science and Technology**, v. 49(3), p. 278-293. 2012.

- LI, Y. Q.; HORSMAN, M.; WANG, B.; WU, N.; LAN, C. Q. Effects of nitrogen sources on cell growth and lipid accumulation of green alga *Neochloris oleoabundans*. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 81 (4), p. 629–636. 2008.
- LI, Y.; CHEN, Y. F.; CHEN, P.; MIN, M.; ZHOU, W.; MARTINEZ, B.; ZHU, J.; RUAN, R. Characterization of a microalga *Chlorella* sp. well adapted to highly concentrated municipal wastewater for nutrient removal and biodiesel production. **Bioresource Technology**, v. 102, p. 5138-5144. 2011.
- LU, Q.; ZHOU, W.; Min M., MA, X.; CHANDRA, C.; DOAN, Y. T. T.; MA, Y.; ZHENG, H.; CHENG, S.; GRIFFITH, R.; CHEN, P.; CHEN, C.; URRIOLOA, P. E.; SHURSON, G. C.; GISLERØD, H.R.; RUAN, R. Growing *Chlorella* sp. on meat processing wastewater for nutrient removal and biomass production. **Bioresource Technology**, v. 198, p. 189–197. 2015.
- LUNDQUIST, T. J.; WOERTZ, I.C.; QUINN, M. W. T.; BENEMANN, J. R. A Realistic Technology and Engineering Assessment of Algae Biofuel Production. Berkeley: **Energy Biosciences Institute**, Universidade da California, 2010. 178 p. Relatório técnico.
- MARIN, A. R.; MENDOZA-ESPINOSA, L. G; STEPHENSON, T. Growth and nutrient removal in free and immobilized green algae in batch and semi-continuous cultures treating real wastewater. **Bioresource Technology**, n.101, p. 58–64. 2010.
- MARKOU, G.; GEORGAKAKIS, D. Cultivation of filamentous cyanobacteria (blue-green algae) in agro-industrial wastes and wastewaters: a review. **Applied Energy**, v. 88, p. 3389–3401. 2011.
- MARTÍNEZ, M. E.; SÁNCHEZ, S.; JIMÉNEZ, J. M.; EL YOUSFI, F.; MUNÓZ, L. Nitrogen and phosphorus removal from urban wastewater by the microalga *Scenedesmus obliquus*. **Bioresource technology**, v. 73, p. 263-272. 2000.
- MATA, T. M.; MARTINS, A. A.; CAETANO, N. S. Microalgae for biodiesel production and other applications: A review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 14(1), p. 217–232. 2010.
- MELO, R. G.; ANDRADE, A. F.; SOUZA, A. T. V.; SILVA, P. E. C; AGUIAR, E. M.; BEZERRA, R. P.; VIANA MARQUES, D. A.; PORTO, A. L. F. Produção de biomassa da microalga *Chlorella vulgaris* utilizando vinhaça como substrato. Simpósio Brasileiro do Potencial Energético das Microalgas. Natal/RN. 2015.
- MIAO, X.; WU, Q. High yield bio-oil production from fast pyrolysis by metabolic controlling of *Chlorella protothecoides*. **Journal of Biotechnology**, v. 110, p. 85-93. 2004.

- MIYAWAKI, B. *Purificação de biogás através de cultivo de microalgas em resíduos agroindustriais*. Tese (Mestrado em Engenharia e Ciência dos Materiais) Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2014.
- MULITERNO, A.; MOSELE, P. C.; COSTA, J. A. V.; HEMKEMEIER, M.; BERTOLIN, T. E.; COLLA, L. M. Cultivo mixotrófico da microalga *Spirulina platensis* em batelada alimentada. **Ciênc. Agrotec.**, v. 29(6), p. 1132-1138. 2005.
- NURDOGAN, Y.; OSWALD, W. J. Enhanced nutrient removal in high rate ponds. **Water Science and Technology**, v. 31(12), p. 33–43. 1995.
- ORTENZIO, Y. T.; AMARAL, G. G.; ALMEIDA, S. S.; OLIVEIRA, E. C. A. M. Cultivo de Microalgas utilizando resíduos agroindustriais para a produção de biocombustíveis: perspectivas e desafios. **Bioenergia em revista: diálogos**, ano 5, n. 1, p. 58-65, jan./jun. 2015.
- OSWALD, W. J. "Micro-algae and waste-water treatment." **Microalgal Biotechnology**, p. 305–328. 1988.
- OZKAN, A.; KINNEY, K.; KATZ, L.; BERBEROGLU, H. Reduction of water and energy requirement of algae cultivation using an algae biofilm photobioreactor. **Bioresource Technology**, v. 114, p. 542–548. 2012.
- PARDI, M. C.; SANTOS, I. F.; SOUZA, E. R.; PARDI, H. S. Ciência, higiene e tecnologia da carne. Goiânia, ed: 2 UFG; v.1 p. 624. 2006.
- PARK, J. B. K.; CRAGGS, R. J. Nutrient removal in wastewater treatment high rate algal ponds with carbon dioxide addition. **Water Science and Technology**, v. 63(8), p. 1758-1764. 2011.
- 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**, v. 61(3), p. 633-639. 2010.
- PARK, J. B. K.; CRAGGS, R. J.; SHILTON, A. N. Recycling algae to improve species control and harvest efficiency form a high rate algal pond. **Water Research**, v. 45, p. 6637-6649. 2011b.
- PARK, J. B. K.; CRAGGS, R. J.; SHILTON, A. N. Wastewater treatment high rate algal ponds for biofuel production. **Bioresource Tecnology**, v. 102, p. 35-42. 2011a.
- PHANG, S. M., *et al.* High rate algal ponds for treatment of wastewater: a case study for the rubber industry. **In: Photosynthetic Microorganisms in Environmental Biotechnology**. KOJIMA, H.; LEE, Y. K. (eds), Springer-Verlag, Hong Kong, p. 51-76. 2001.
- PICOT, B.; HALOUANI, H. E.; CASELLAS, C.; MOERSIDIK, S.; BONTOUX, J. Nutrient removal by High Rate Pond System in a Mediterranean Climate (France). **Water Science and Technology**, v. 23, p. 1535-1541. 1991.

- PITTMAN, J. K.; DEAN, A. P.; OSUNDEKO, O. The potential of sustainable algal biofuel production using wastewater resources. **Bioresource Technology**, v. 102, p. 17-25, 2011.
- PIVELI, R. P. Tratamento de esgotos sanitários. Disponíveis em: <<http://www.ctec.ufal.br/professor/elca/APOSTILA%20%20TRATAMENTO%20DE%20ESGOTOS.pdf>>. Acesso em: 04/01/2016.
- POWELL, N.; SHILTON, A.; PRATT, S.; CHISTI, Y. Luxury uptake of phosphorus by microalgae in full-scale waste stabilization ponds. **Water Science and Technology**. 2008.
- PULZ, O. Photobioreactors: production systems for phototrophic microorganisms. Mini-Review. **Applied Microbiology Biotechnology**, v. 57, p. 287-293. 2001.
- RODRIGUES, D. B.; FLORES, E. M. M.; BARIN, J. S.; MERCADANTE, A. Z. JACOB-LOPES, E.; ZEPKA, L. Production of carotenoids from microalgae cultivated using agroindustrial wastes. **Food Research International**, v. 65, p. 144-148. 2014.
- SÁNCHEZ MIRÓN, A.; CAMACHO, F. G.; GÓMEZ, A. C.; GRIMA, E. M.; CHISTI, Y. Bubble-Column and Airlift Photobioreactors for algal culture. **American Institute of Chemical Engineers**, v. 46(9), p. 1872-1887. 2000.
- SANTIAGO, A. F.; CALIJURI, M. L.; ASSEMANY, P. P.; CALIJURI, M. C.; REIS, A. J. D. Algal biomass production and wastewater treatment in high rate algal ponds receiving disinfected effluent. **Environmental Technology**, v. 4, p. 1877 – 1885. 2013.
- SCHMITZ, R.; MAGRO, C. M.; COLLA, L. M. Aplicações ambientais de microalgas. **Revista CIATEC – UPF**, vol. 4 (1), p.48-60, 2012.
- SEARCHINGER, T.; HEIMLICH, R.; HOUGHTON, R. A.; DONG, F.; ELOBEID, A.; FABIOSA, J.; TOKGOZ, S.; HAYES, D.; YU, T. Use of U.S. croplands for biofuels increases greenhouse gases through emissions from land-use change. **Science**, v. 319, p. 1238-40. 2008
- SHEN, Y.; YUAN, W.; PEI, Z.J.; WU, Q.; MAO, E. Microalgae mass production methods. **Trans ASABE**, v. 52, p. 1275 – 1287. 2009.
- SPOLAORE, P.; JOANNIS-CASSAN, C.; DURAN, E.; ISAMBERT, A. Commercial applications of microalgae. **Journal of Bioscience and Bioengineering**, v. 101, p. 87-96. 2006.
- UBABEF- UNIÃO BRASILEIRA DE AVICULTURA. Relatório anual 2010/2011. Disponível em: <http://www.abef.com.br/ubabef/exibenoticiaubabef.php?notcodigo=2761>. Acesso 05/01/2016.

- UGWU, C. U.; AOYAGI, H.; UCHIYAMA. Photobioreactors for mass cultivation of algae. **Bioresource Technology**, v. 99, p. 4021-4028. 2008.
- VASUMATHI, K. K.; PREMALATHA, M.; SUBRAMANIAN, P. Parameters influencing the design of photobioreactors for the growth of microalgae. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 16, p. 5443-5450. 2012.
- VERHEIJEN, L. A. H. M.; WIERSEMA, D.; HULSHOFF POL, L. W. Management of Waste from Animal Product Processing. **J. De Wit International Agriculture Centre Wageningen**, The Netherlands, January, 1996.
- VINATEA ARANA, L. Princípios químicos da qualidade da água em aquicultura, Florianópolis, Ed. UFSC, 166p., 1997.
- WANG B.; LI Y.; WU N.; LAN C. Q. CO₂ bio-mitigation using microalgae. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 79, p. 707-718. 2008.
- WANG, B.; LAN, C. Q.; HORSMAN, M. Closed photobioreactor for production of microalgal biomasses. **Biotechnology Advances**, v. 30, p. 904-912. 2012.
- WANG, L.; MIN, M.; LI, Y.; CHEN, P.; CHEN, Y.; LIU, Y., ... RUAN, R. Cultivation of green algae *Chlorella* sp. in different wastewaters from municipal wastewater treatment plant. **Applied Biochemistry and Biotechnology**, v. 162(4), p. 1174–1186. 2010.
- WOERTZ, I.; FEFFER, A.; LUNDQUIST, T.; NELSON, Y. Algae grown on dairy and municipal wastewater for simultaneous nutrient removal and lipid production for biofuel feedstock. **Journal of Environmental Engineering**, v. 135(11), p. 1115–1122. 2009.

5. ARTIGO I: O USO DE LAGOAS DE ALTA TAXA COMO SISTEMA DE CULTIVO DE MICROALGAS E DE TRATAMENTO DE EFLUENTES DA INDÚSTRIA DE CARNES.

Resumo

O presente estudo avaliou o cultivo de microalgas em lagoas de alta taxa, com a utilização de efluentes da indústria de carnes, previamente tratados em nível primário e secundário. *Chlorella vulgaris* e *Scenedesmus acutus* foram as espécies dominantes da comunidade fitoplanctônica em ambos os efluentes avaliados. As distintas condições nutricionais tiveram efeito na produção de biomassa total, que atingiu $23,3 \text{ g.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ e $10,6 \text{ g.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$, com cultivo em efluente primário e secundário, respectivamente. Em relação a produção de biomassa algal, os valores atingidos foram $0,175 \text{ g.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ no efluente primário e $0,14 \text{ g.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ no efluente secundário. No efluente primário foram verificadas eficiências de remoção 33% de nitrogênio amoniacal, 40,1% demanda química de oxigênio solúvel e 70,4% de fósforo solúvel. No efluente secundário as remoções de nitrogênio amoniacal, demanda química de oxigênio solúvel e fósforo solúvel foram 98%, 34% e 62%, respectivamente. O uso de lagoas de alta taxa, como tratamento secundário e terciário de efluentes da indústria de carnes, propiciou o crescimento de biomassa com eficiente remoção de nutrientes, atendendo à legislação. No entanto, um pós-tratamento terciário, no caso do uso da lagoa de alta taxa como tratamento secundário, seria ainda necessário para o polimento do efluente em termos de remoção de matéria orgânica.

Palavras-chave: biomassa algal, efluentes agroindustriais, sistemas abertos.

Abstract

This study evaluated the cultivation of microalgae in high rate ponds, with the use of meat processing industry effluents, previously treated in primary and secondary level. *Chlorella vulgaris* and *Scenedesmus acutus* were the dominant species of phytoplankton in both evaluated effluents. The different nutritional conditions had effect on total biomass production, which reached $23.3 \text{ gm}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ and $10.6 \text{ gm}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ with cultivation in primary effluent and secondary respectively. Regarding the production of algal biomass values were $0.175 \text{ gm}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ in primary effluent and $0.14 \text{ gm}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ in secondary effluent were obtained. In the primary effluent were observed removal efficiencies of 33% ammonia nitrogen, 40.1% soluble chemical oxygen demand and 70.4% soluble phosphorus. The secondary effluent ammonia nitrogen removal, soluble chemical oxygen demand and soluble phosphorus were 98%, 34% and 62%, respectively. High rate ponds use as secondary and tertiary treatment of meat processing industry effluents favored the growth of biomass with efficient removal of nutrients, in accordance with regulations. However, a tertiary post-treatment in the case of the use of the high rate pond as a secondary treatment, would still be necessary to polish the effluent in terms of removal of organic matter.

Keywords: algal biomass, agro-industrial effluents, open systems.

5.1. Introdução

O uso de microalgas para o tratamento de efluentes recentemente ganhou interesse mundial, pois além de tratar o efluente, confere a possibilidade de transformar um passivo ambiental em fonte de produtos valorados (Pires *et al.*, 2013).

O cultivo de microalgas utilizando efluentes como meio de cultivo é, na maioria das vezes, feito em lagoas de alta taxa (LAT) que são, ao mesmo tempo, usadas para o tratamento desse efluente (Park *et al.*, 2011). LATs são lagoas que possuem pequena profundidade com o intuito de garantir a penetração da energia solar na massa líquida, apresentando assim elevada atividade fotossintética. Esses sistemas são utilizados em todo o mundo, se destacando as pesquisas desenvolvidas no estado da Califórnia/EUA por Oswald *et al.* (1997).

A viabilidade econômica na produção de microalgas para a bioenergia é um ponto que ainda causa questionamentos, devido ao elevado custo envolvido na produção de microalgas, principalmente na adição de nutrientes ao meio de cultivo. A utilização, entretanto, de meios de cultivos alternativos como efluentes domésticos, industriais e agrícolas surge como alternativa para reduzir os custos. Dentre os meios que são utilizados para o cultivo de microalgas, destacam-se a vinhaça, efluentes da suinocultura e da bovinocultura, efluentes domésticos, dentre outros (Bertoldi *et al.*, 2009). A composição dos efluentes alternativos irão variar de acordo com a sua origem, alguns podem apresentar grande quantidade de matéria orgânica, enquanto outros podem conter altas concentrações de metais tóxicos (Dal Magro *et al.*, 2011). E as diferentes composições irão influenciar diretamente na produtividade de microalgas.

Dentre as diversas possibilidades de aproveitamento de efluentes para o cultivo de microalgas, destacam-se os gerados na indústria de carnes, devido à elevada quantidade produzida e ao seu potencial de aproveitamento. O Brasil é um dos países líderes nas exportações mundiais de carne por possuir o maior rebanho bovino comercial do mundo, com aproximadamente 198 milhões de cabeças no ano de 2014 (ANUALPEC, 2015). Além de ser também

reconhecido como um dos principais produtores e exportadores de carne suína e avícola (ABIPECS, 2011; UBABEF, 2011).

Nas indústrias de carnes, a produção de efluentes é muito elevada em decorrência dos diversos processamentos. Todas as etapas do processamento industrial contribuem de alguma forma para a carga de resíduos potencialmente impactantes para o meio ambiente. Estima-se que cerca de 80% a 95% da água consumida é descarregada como efluente (EPA, 2002).

Os nutrientes que estão presentes nesse efluente, principalmente nitrogênio e fósforo, são considerados essenciais para o desenvolvimento de microrganismos, plantas e animais, no entanto, se forem despejados em excesso nos corpos hídricos podem provocar sérios problemas ao meio ambiente, como o processo de eutrofização, crescimento excessivo de plantas e algas em lagoas, represas e corpos receptores (Figueirêdo *et al.*, 2007). Mesmo assim, até então, apenas Rodrigues *et al.* (2014) e Lu *et al.* (2015) avaliaram o cultivo de microalgas nesse tipo de efluente.

Nesse sentido, esse estudo teve como objetivos avaliar a utilização de efluentes da indústria de carnes como meio de cultivo de microalgas, bem como o uso de lagoas de alta taxa no tratamento desses efluentes.

5.2. Materiais e Métodos

5.2.1. Descrição da unidade experimental

O experimento foi conduzido na área externa do Laboratório de Engenharia Sanitária e Ambiental (LESA) no campus da Universidade Federal de Viçosa (UFV), em Viçosa, Minas Gerais (20°45'14"S, 42°52'54"W), no período de Maio a Outubro de 2015. Sendo composto por duas lagoas de alta taxa (LAT).

As LATs apresentavam 1,28 m de largura, 2,86 m de comprimento, 3,3 m² de área superficial e 0,5 m de profundidade, sendo 0,3 m de profundidade útil, e volume útil de 1 m³. Foram constituídas de fibra de vidro, com pedais em PVC, com duas lâminas. Os pedais foram movimentados por motor elétrico de 1 cv com o intuito de manter o fluxo nas unidades. A rotação foi reduzida por um redutor acoplado ao motor e controlada por um inversor de frequência (marca WEG série CFW-10), que garantiu a velocidade de aproximadamente 0,10 a 0,15 m.s⁻¹. Valores semelhantes foram utilizados em diferentes

pesquisas com LAT (Picot *et al.*, 1991; Park *et al.*, 2011) e garantem o revolvimento necessário. Segundo Oswald (1988), o regime de velocidade de 0,10 a 0,15 m.s⁻¹ e a profundidade de 0,3 m, em sistemas como este, são vantajosos para a máxima produtividade de biomassa e mínimo custo. A Figura 5.1 apresenta um esquema das LATs que foram utilizadas no estudo.

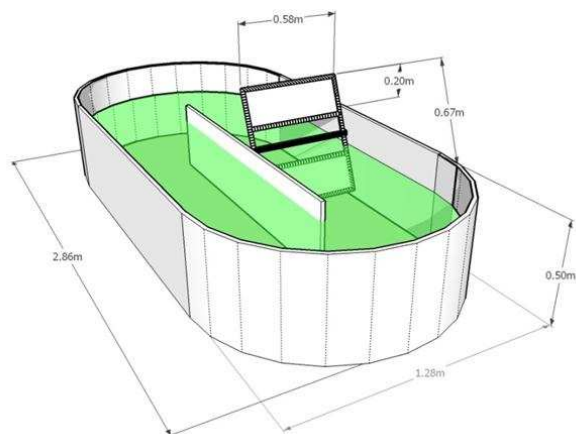


Figura 5.1. Esquema de uma LAT utilizada no estudo, em escala piloto.

Durante todas as operações, o suplemento de CO₂ foi controlado a partir da variação do pH nas unidades. Foi adicionado CO₂ sintético em cilindro de gás com 99% de pureza por uma coluna de carbonatação que estava acoplada a LAT. A coluna utilizada foi feita de PVC e construída de acordo com Putt *et al.* (2011), apresentando 0,10 m de diâmetro e 2,20 m de altura. O fluxo de gás foi de 1 L.min⁻¹, controlado por medidores de fluxo com capacidade de 0 a 15 L.min⁻¹, uma bomba de aquário (Atman, AT304) foi usada para promover a recirculação do efluente através da coluna de carbonatação. O fluxo de recirculação foi de 4 L.min⁻¹.

5.2.2. Meio de cultivo e inóculo

Com o objetivo de testar diferentes condições nutricionais, os efluentes primário (EP) e secundário (ES) avaliados como meios de cultivo foram coletados da estação de tratamento de efluentes instalada em uma indústria de carnes localizada na cidade de Viçosa, MG, após o tratamento em flotor (EP) e lodos ativados (ES). A cada meio de cultivo avaliado foi adicionado 4% (v/v) de inóculo coletado de lagoa de alta taxa utilizada no tratamento do efluente secundário (ES).

5.2.3. Operação e monitoramento

Cada meio de cultivo foi avaliado durante cinco operações, que foram realizadas em batelada: OPR 1 (EP), OPR 2 (EP), OPR 3 (EP), OPR 4 (EP), OPR 5 (EP) e OPR 1 (ES), OPR 2(ES), OPR 3 (ES), OPR 4 (ES), OPR 5 (ES). As operações foram interrompidas quando as concentrações de clorofila-*a* decaíram por dois dias consecutivos. As operações aconteceram em batelada, com o intuito de modelar o crescimento das microalgas, assim como o comportamento de diversas variáveis de qualidade da água, em função do tempo.

5.2.4. Caracterização das condições ambientais e do meio de cultivo

As variáveis oxigênio dissolvido (OD), temperatura e pH, foram medidas em campo, através de sonda da marca Hach, modelo HQ40d (Luminescent Dissolved Oxygen para oxigênio dissolvido) em três horários distintos ao longo do dia: às 8hs, às 12hs e às 17hs. As radiações fotossinteticamente ativa (PAR) incidente e subaquática (PAR e subPAR) foram mensuradas através do radiômetro LI-COR - LI-193 Underwater Spherical Quantum Sensor nos mesmos horários ao longo do dia. A subPAR foi medida a 5 e a 15 cm da superfície. Para as demais variáveis físicas, químicas e biológicas foram realizadas uma coleta por dia em cada uma das lagoas, às 17hs.

As análises foram realizadas no Laboratório de Engenharia Sanitária e Ambiental (LESA) da Universidade Federal de Viçosa (UFV) e seguiram, essencialmente, as disposições do Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2012): alcalinidade total (Alc) (2320B), demanda química de oxigênio total (DQOt) (5220D), demanda química de oxigênio solúvel (DQOs) (5220D - amostras filtradas a 0,45 µm), sólidos suspensos totais (SST) (2540D), sólidos suspensos voláteis (SSV) (2540E), nitrogênio amoniacal (N-NH₄⁺) (4500 - NH₃C), nitrogênio kjeldahl total (NTK) (4500-NorgB). Norg foi determinado pela diferença entre NTK e N-NH₄⁺, nitrato (N-NO₃⁻) (4500-NO₃A), fósforo total (Pt), fósforo total solúvel (Ps) (4500 P C - amostras filtradas a 0,45 µm), coliformes totais (9223B) e *Escherichia coli* (Colilert®). Entre parênteses, na frente de cada variável monitorada, encontra-se o número do procedimento que foi adotado em cada análise. As formas de

carbono total dissolvido (CT) e carbono orgânico dissolvido (COD) foram determinadas pelo equipamento TOC 5000 Shimadzu (a partir de amostras filtradas a 0,45 µm).

5.2.5. Caracterização da biomassa e da comunidade fitoplanctônica

5.2.5.1. Quantificação da biomassa

Para ambos os meios de cultivo, a quantificação da biomassa foi realizada por meio de dois parâmetros: sólidos suspensos voláteis (SSV) e clorofila-*a*. O parâmetro SSV significa a quantidade de biomassa total (algas, bactérias e outros) produzida em cada sistema de cultivo no final da batelada, já o parâmetro clorofila-*a* exprime somente a quantidade de biomassa algal produzida em cada unidade. A determinação do teor de SSV (2540–SSV E) foi realizada de acordo com APHA (2012).

A determinação da produtividade da biomassa algal foi feita com base na análise de clorofila-*a*. As amostras foram filtradas em membranas, sendo a extração feita com etanol 80%. A análise dos extratos foi feita por espectrofotometria, segundo a metodologia descrita em APHA (2012), na faixa de 665 nm e 750 nm. Para a determinação da clorofila-*a* foram utilizadas as fórmulas descritas em Nush (1980) e modificadas segundo a norma holandesa (NEDERLANDS NORM, 1981).

5.2.5.2. Comunidade Fitoplanctônica

Para a caracterização da comunidade fitoplanctônica foram coletadas amostras de 200 mL dos inóculos e do meio de cultivo ao final de cada operação e armazenadas em frascos âmbar. Foram destinadas às análises quantitativas e qualitativas da comunidade fitoplanctônica (Uthermöhl, 1958; Parra *et al.*, 1982; Komarek and Fott, 1983).

5.2.6. Análises estatísticas

Com auxílio do software estatístico R, versão 3.0.2 (Development Core 2013), realizou-se análises de regressão com os dados diários do OD com o objetivo de verificar como a variável se comportou em função da clorofila-*a*. Os coeficientes foram testados pelo teste *t*.

5.3. Resultados e Discussão

5.3.1. Caracterização do meio de cultivo

A Tabela 5.1 apresenta os resultados das variáveis físicas e químicas dos efluentes primário e secundário, utilizados como meio de cultivo de microalgas.

Tabela 5.1. Caracterização dos efluentes utilizados como meio de cultivo em cada operação.

Variáveis	Operações									
	OPR1 (EP)	OPR2 (EP)	OPR3 (EP)	OPR4(EP)	OPR5 (EP)	OPR1 (ES)	OPR2 (ES)	OPR3 (ES)	OPR4(ES)	OPR5 (ES)
Temperatura °C	19,7	19,2	16,2	17,5	22,2	20,2	19,3	17,4	18	21,9
pH	6,7	5,2	6,4	5,8	4,3	7,9	7	7,4	7,7	7,2
OD (mg.L ⁻¹)	0,4	0,2	0,2	0,4	2,6	7,6	5,7	5,2	6,1	7,3
SST (mg.L ⁻¹)	457,5	853,3	680	535	632,5	39	35,5	37,5	121,7	27,5
SSV (mg.L ⁻¹)	422,5	786,7	622,5	440	587,5	37	29,5	31,2	83,3	22,5
NTK (mg.L ⁻¹)	47,5	66,5	70,5	117,6	40	33,6	7,1	26,1	22,53	11,3
N-NH ₄ ⁺ (mg.L ⁻¹)	11,8	26,3	29,1	39,9	20,5	6,8	1,4	15,5	11,68	6,1
N-NO ₃ ⁻ (mg.L ⁻¹)	5,1	10,1	0,8	1,3	1,4	5,1	1,8	0,7	0,5	0,4
Norg (mg.L ⁻¹)	41,6	49	41,4	77,7	19,5	26,7	5,7	10,6	10,8	5,2
DQOt (mg.L ⁻¹)	1127,1	2728,2	1591,8	2021,3	2125	182,1	175,8	123,7	157,2	106,2
DQOs (mg.L ⁻¹)	307,7	816,3	541,4	1185,1	615,5	105,7	138,2	104,1	55,8	77,1
COD (mg.L ⁻¹)	98,6	237,7	189,4	407,9	179,3	9,4	12,3	10,3	12,4	15,9
Pt (mg.L ⁻¹)	2,7	13,3	5	9,2	7	0,7	0,9	0,6	1,6	1,3
Ps (mg.L ⁻¹)	0,6	5,1	2,5	3,7	4,6	0,2	0,1	0,2	0,9	0,2
Coliformes Totais (NMP.100mL ⁻¹)	1,0E+05	2,4E+05	4,2E+04	9,1E+08	3,3E+04	1,1E+04	3,9E+04	2,3E+04	1,3E+05	3,1E+03
<i>E. coli</i> (NMP.100mL ⁻¹)	1,0E+02	3,8E+04	2,5E+04	2,1E+05	7,1E+03	1,0E+02	8,4E+02	8,5E+02	1,0E+04	2,0E+02

Observou-se uma menor concentração de material orgânico, nutrientes e sólidos suspensos no efluente secundário, quando comparado com o efluente primário. Isso ocorre devido a maior depuração do efluente secundário, proporcionada pelo sistema de lodos ativados.

A matéria orgânica foi representada pelas concentrações de DQOt, DQOs e COD. Nas cinco operações, a DQOt inicial, apresentou valores entre 1127,1 mg.L⁻¹ (OPR1) a 2728,2 mg.L⁻¹ (OPR2) no efluente primário, e valores entre 106,2 mg.L⁻¹ (OPR5) a 182,1 (OPR1) no efluente secundário. A fração solúvel da matéria orgânica, DOQs e COD, apresentou valores em média 693,2 mg.L⁻¹ e 222,6 mg.L⁻¹ no efluente primário e 148,2 mg.L⁻¹ e 12,2 mg.L⁻¹ no efluente secundário, respectivamente.

O nitrogênio é considerado um nutriente essencial no cultivo de microalgas. Nesse estudo, observou que a maior parte do NTK, presente tanto no efluente primário quanto no secundário, corresponde à fração orgânica (Norg). No efluente primário, a fração orgânica representou em média 70,4% e no efluente secundário foi de 59%. O metabolismo das microalgas é influenciado pela quantidade de nitrogênio disponível. Por exemplo, a multiplicação celular e a produção de compostos como proteína e clorofila-*a* são beneficiados quando há elevada disponibilidade de nitrogênio, quando a situação é contrária há o favorecimento da produção de compostos de reserva (Alonso *et al.*, 2000; Lourenço, 2006). O nitrogênio amoniacal apresentou valores entre 5,9 a 39,9 mg.L⁻¹ no efluente primário, e 1,4 a 11,7 mg.L⁻¹ no efluente secundário. Apesar das algas assimilarem outras formas de nitrogênio, a amônia é a forma preferida. Além disso, quando ocorre o controle do pH, a fonte preferencial do nitrogênio é também N-NH₄⁺ (Perez-Garcia *et al.*, 2011).

A deficiência de fósforo em um meio de cultivo pode acarretar problemas, como a redução do crescimento celular e da produção de clorofila-*a* (Lombardi e Wangerski, 1991; Li *et al.*, 2014). Nesse sentido, o fósforo também é considerado um dos nutrientes mais importantes para a produção de microalgas. Ao analisar as concentrações de fósforo nos efluentes primário e

secundário verificou-se uma menor concentração no efluente secundário, com valores abaixo de 1 mg.L⁻¹.

As concentrações de SST no efluente primário foram em média de 632 mg.L⁻¹, enquanto que no efluente secundário, com exceção do efluente usado na OPR4 (ES) que apresentou um valor mais elevado do que as outras operações (121,7 mg.L⁻¹), as concentrações foram em torno de 35 mg.L⁻¹. A concentração de SST pode influenciar diretamente a penetração de luz no meio de cultivo. De acordo com Zhu *et al.* (2013), valores baixos de SST podem acarretar a fotoinibição, enquanto que valores altos podem reduzir a penetração de energia solar.

5.3.2. Caracterização da biomassa e da comunidade fitoplanctônica

5.3.2.1. Quantificação da biomassa

As concentrações de SSV durante as cinco operações em ambos os efluentes estão apresentadas na Figura 5.2.

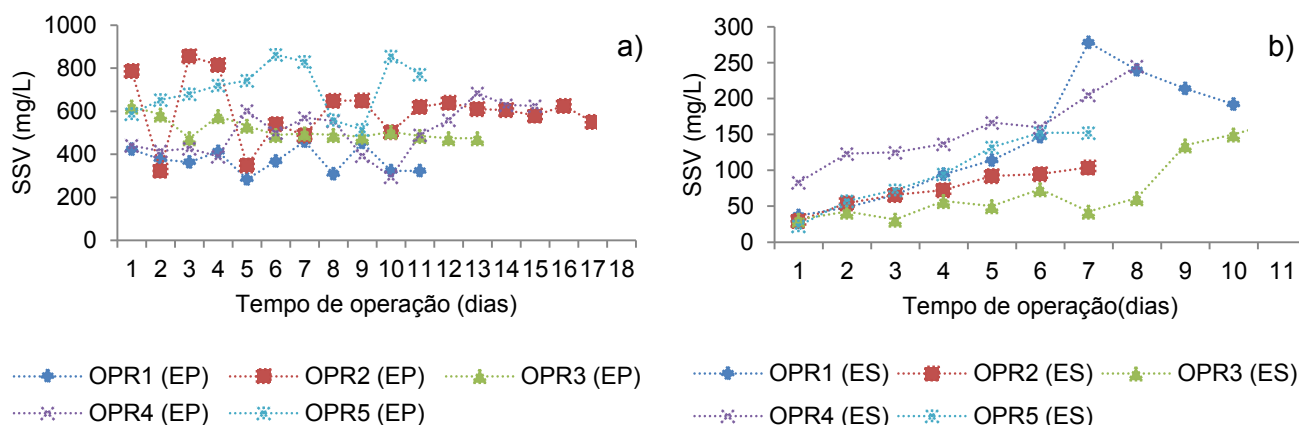


Figura 5.2. (a) Concentrações de SSV durante as cinco operações com o efluente primário e (b) concentrações de SSV durante as cinco operações com o efluente secundário.

A concentração de SSV foi usada como medida indireta da biomassa total no final das operações. O comportamento de SSV durante as operações com efluente primário apresentou grande instabilidade, mesmo assim, apresentou as maiores concentrações de SSV, quando comparadas com o efluente secundário. Como citado em Xin *et al.* (2010), o motivo de o efluente secundário apresentar uma menor concentração de biomassa em relação ao

primário, está associado, dentre outros, à limitação de fósforo no meio de cultivo.

A parcela de SSV em SST foi elevada, sendo em média 83,5% no efluente primário e 88% no efluente secundário. Essa alta parcela pode ser explicada pela constituição dos microrganismos que estão presentes no meio de cultivo, como algas e bactérias, como também a matéria orgânica suspensa.

Nesse estudo, as operações com efluente primário apresentaram valores de SSV em média 612 mg.L⁻¹ com um tempo de detenção hidráulica (TDH) de 13 dias, e o efluente secundário, valores em torno de 172,5 mg.L⁻¹ e um TDH de 8 dias. Park e Craggs (2010) obtiveram valores de 548 mg.L⁻¹ de SSV em lagoas de alta taxa, tendo como meio de cultivo esgoto doméstico e um TDH de oito dias, e 341mg.L⁻¹ com um TDH de 4 dias com adição de CO₂. Já Woertz *et al.* (2009), em reatores de bancada com um TDH de 3 a 4 dias, usando efluente doméstico misturado com efluente de laticínios com adição de CO₂, obtiveram concentrações de SSV de 700 a 800 mg.L⁻¹.

Na Figura 5.3 estão apresentadas as concentrações de clorofila-a durante as cinco operações em ambos os efluentes.

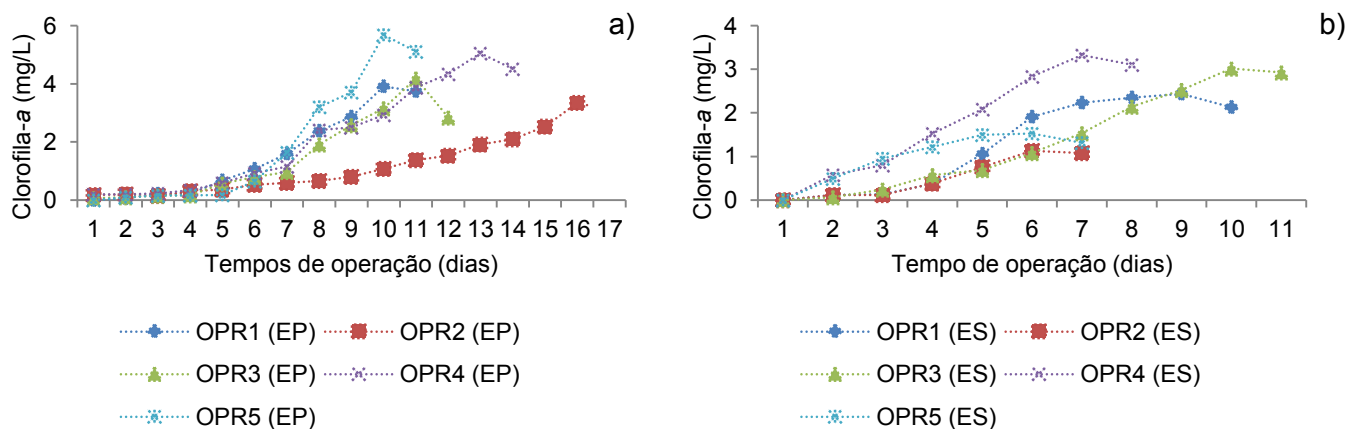


Figura 5.3. (a) Concentrações de clorofila-a durante as cinco operações com o efluente primário e (b) concentrações de clorofila-a durante as cinco operações com o efluente secundário.

O efluente primário, principalmente pelos valores de fósforo, pode representar uma boa fonte de nutrientes para o crescimento algal, porém pode ser limitante no fator de penetração da radiação solar, devido a elevadas

concentrações de sólidos suspensos e matéria orgânica. Por outro lado, o efluente secundário, por já ter sido previamente tratado biologicamente, possui menores concentrações de fósforo, o que pode representar uma limitação no crescimento algal. No entanto, apresentou como fatores positivos para o crescimento algal, menores concentrações de sólidos suspensos e matéria orgânica.

A produção de clorofila-a não necessariamente acompanhou o comportamento dos SSV. Diferente da instabilidade apresentada pelo comportamento da variável SSV, a concentração de clorofila-a apresentou um crescimento mais estável em ambos os efluentes. Entre os efluentes, o primário apresentou redução de SSV acompanhada pelo incremento de clorofila-a em todas as operações. Essa redução pode estar associada com a degradação da matéria orgânica suspensa no efluente como também com a competição das microalgas com outros microrganismos que estavam presentes no meio de cultivo no início da operação.

As reduzidas concentrações de clorofila-a no início das operações e as elevadas concentrações de SSV no mesmo momento permitem constatar que a concentração de sólidos suspensos nos primeiros dias corresponde à biomassa bacteriana e a matéria orgânica particulada ainda não degradada.

As Figuras 5.4 e 5.5 apresentam a relação entre clorofila-a e SSV para o efluente primário e secundário durante o cultivo, respectivamente.

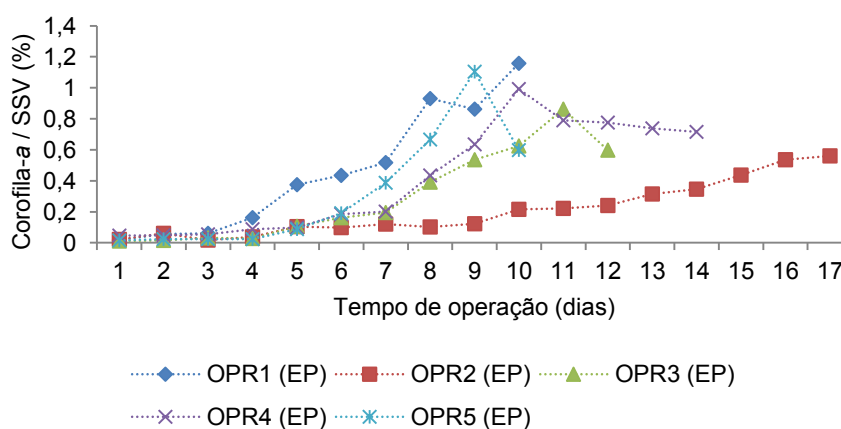


Figura 5.4. Relação entre clorofila-a e SSV para o efluente primário durante o cultivo.

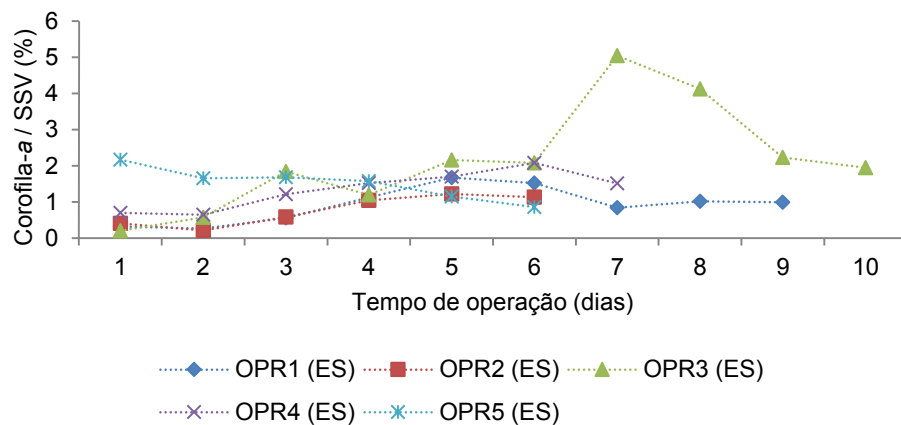


Figura 5.5. Relação entre clorofila-a e SSV para o efluente secundário durante o cultivo.

Segundo Veloso et al. (1991), o valor da razão entre a clorofila-a e SSV pode servir como um indicador simples do estado da cultura algal. Ao analisar as Figuras 5.4 e 5.5, observa-se a proporção de biomassa de algas apresentada na biomassa total durante as operações com os efluentes primário e secundário. O efluente secundário apresentou uma biomassa algal rica, pois os valores da razão foram superiores ou iguais a 1% na maior parte do tempo durante o cultivo. Para o efluente primário, essa relação apresentou valores superiores a 1% apenas em um momento durante a OPR1 (EP) e a OPR5 (EP), sendo a proporção máxima de biomassa algal na biomassa total de 1,2% no final da OPR1 (EP). Valores inferiores a 1% indicam que há maior contribuição dos organismos heterotróficos, ao invés dos autotróficos na cultura. Há um desbalanceamento da cultura algal autotrófica, no qual a maior contribuição da biomassa é por algas heterotróficas e biomassa não algal, composta por exemplo, por bactérias, protozoários, etc. No final do cultivo, as relações variaram de 0,54% (OPR2) a 0,86% (OPR1 e OPR3) com o efluente primário, e 1,02% (OPR1) a 2,23% (OPR3) com o efluente secundário.

Na Figura 5.6 estão apresentadas as concentrações de biomassa total e algal no final de cada operação com os efluentes primário e secundário.

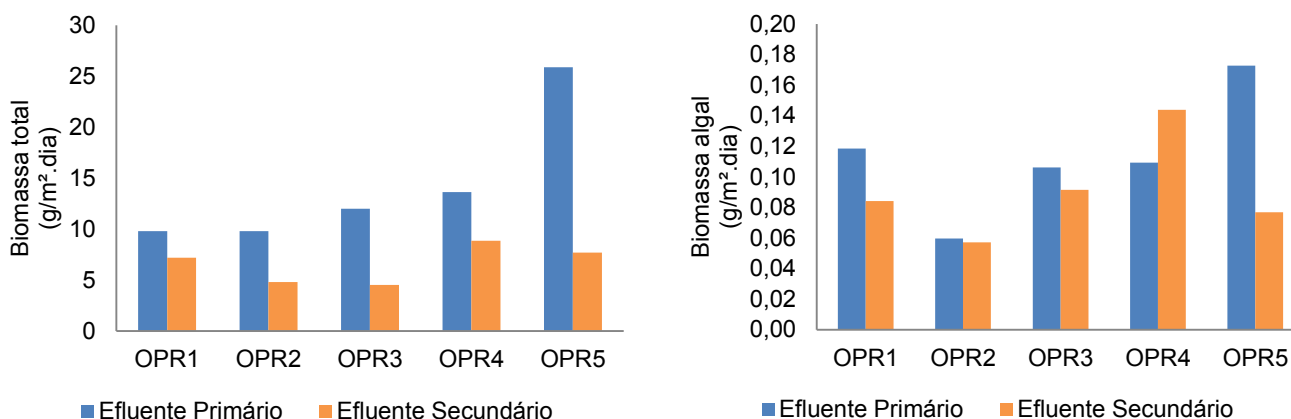


Figura 5.6. Concentrações da biomassa total e algal no final de cada operação com os efluentes primário e secundário.

Observa-se na Figura 5.6 que houve maior desempenho em produção de biomassa total quando foi utilizado o efluente primário do que o efluente secundário como meio de cultivo. As produtividades de biomassa total apresentaram em média $14,8 \text{ g.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ e $7 \text{ g.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ nos efluentes primário e secundário, respectivamente. Sendo que, no efluente primário, a maior produção foi apresentada durante a OPR5 ($23,3 \text{ g.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$) e a menor na OPR1 ($9,8 \text{ g.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$), já no efluente secundário, a maior produtividade foi constatada na OPR4 ($10,6 \text{ g.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$) e a menor na OPR3 ($5,1 \text{ g.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$). Craggs *et al.* (2012), em LATs de grande escala para tratamento de esgoto doméstico com suplementação de CO_2 , reportaram uma produtividade de biomassa total superior a $10 \text{ g.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$. Lu *et al.* (2015) em um estudo utilizando efluentes do processamento de carnes obtiveram produção de biomassa algal entre $0,675$ e $1,538 \text{ g.L}^{-1}$.

A concentração de biomassa algal foi estimada a partir da clorofila-a, e assim como ocorreu nas concentrações de biomassa total, as operações com o efluente primário como meio de cultivo apresentaram maiores valores quando comparadas com as operações com o efluente secundário, exceto a OPR4, onde o efluente secundário apresentou maior produtividade de biomassa algal que o efluente primário. As concentrações de biomassa algal variaram de $0,06$ (OPR2) a $0,175 \text{ g.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ (OPR5) nas operações com efluente primário e de $0,06$ (OPR2) a $0,14 \text{ g.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ (OPR4) nas operações com efluente secundário.

5.3.2.2. Caracterização da comunidade fitoplanctônica

A Figura 5.7 apresenta a concentração de indivíduos de microalgas por mL nos inóculos e nos meios de cultivos estudados.

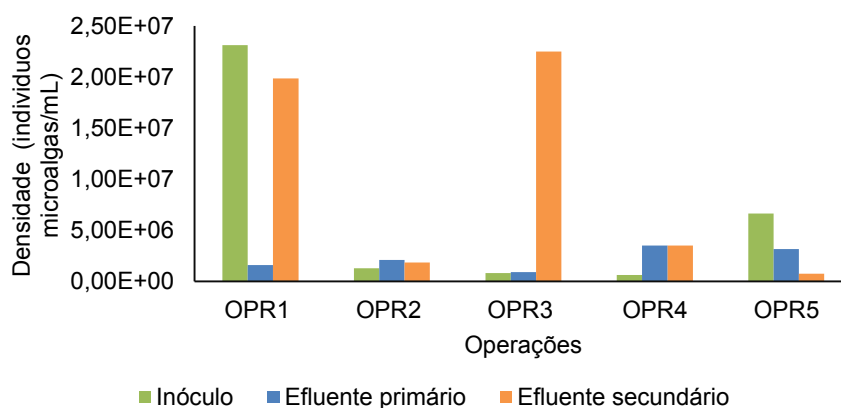


Figura 5.7. Densidade de indivíduos de microalgas.

Com exceção da OPR1 que apresentou concentração maior ($2,31 \times 10^7$), as densidades nos inóculos ficaram em torno de $2,34 \times 10^6$. De forma geral, quanto maior a densidade do inóculo, melhor será o crescimento de microrganismos e conseqüentemente maior a remoção de nutrientes, isso se não houver problemas como a exaustão de nutrientes e autosombreamento (Wang *et al.*, 2010).

Observa-se na Figura 5.7 uma maior densidade de indivíduos, em média $2,12 \times 10^7$, durante as OPR1, OPR3 e OPR4 no efluente secundário, enquanto as demais operações não apresentaram concentrações superiores a $3,49 \times 10^6$. As operações com o efluente primário obtiveram valores em torno de $2,25 \times 10^6$.

Nas Figuras 5.8, 5.9 e 5.10 estão apresentadas as espécies predominantes nos inóculos utilizados e no final das operações com os efluentes primário e secundário, respectivamente.

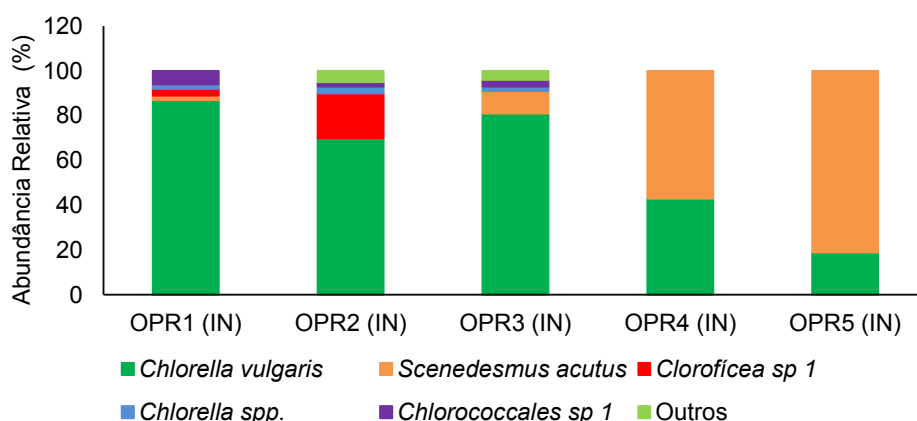


Figura 5.8. Composição da comunidade fitoplânctonica nos inóculos utilizados.

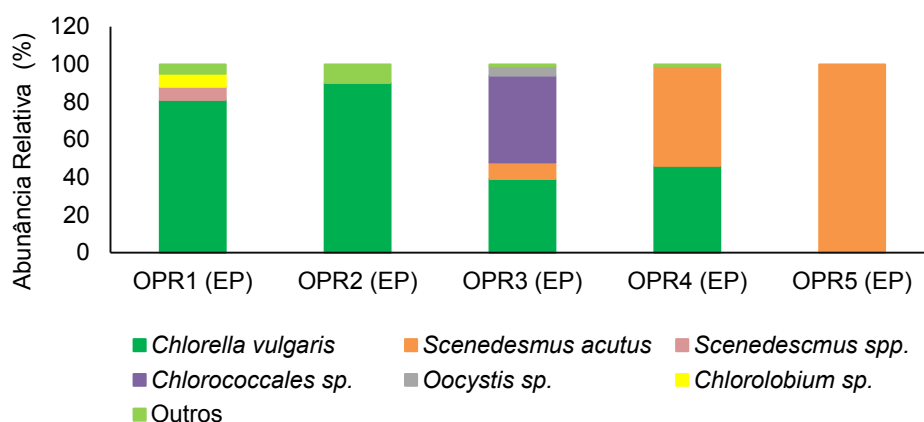


Figura 5.9. Composição da comunidade fitoplânctônica no final das operações com o efluente primário.

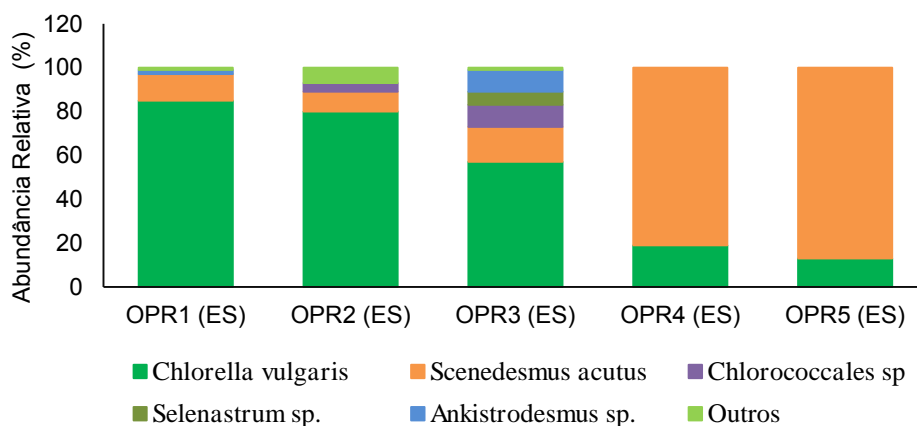


Figura 5.10. Composição da comunidade fitoplânctônica no final das operações com o efluente secundário.

Observa-se na Figura 5.8 que nos inóculos utilizados nas OPR1, OPR2 e OPR3, a espécie *Chlorella vulgaris* foi identificada como a espécie dominante da comunidade fitoplânctônica. Na OPR4 a espécie *Scenedesmus acutus* foi predominante e na OPR5 a espécie *Scenedesmus acutus* foi a espécie

dominante. Santiago *et al.* (2013), em lagoas de alta taxa com efluente de reator UASB, observaram dominância de *Desmodesmus sp.*, além de *Chlorella sp.* Magalhães (2011) em um estudo onde tratava efluente doméstico em lagoas de estabilização também identificou espécies do gênero *Scenedesmus* como dominante.

Neste estudo, observa-se que as diferenças nutricionais não distinguiram as espécies dominantes entre os efluentes. De forma geral, a predominância do inóculo influenciou diretamente na predominância nas lagoas no final das operações. Nas Figuras 5.9 e 5.10, verifica-se que em ambos os efluentes, as espécies *Chlorella vulgaris* e *Scenedesmus acutus* apresentaram maior densidade de indivíduos. Sendo as mesmas espécies dominantes nos inóculos utilizados. De acordo com Renuka *et al.* (2013), *Chlorella*, *Scenedesmus* e *Spirulina* são gêneros comumente aplicados à remoção de nutrientes em efluentes.

5.3.3. Caracterização das condições ambientais

Os valores de pH durante as cinco operações nos efluentes primário e secundário estão apresentados na Figura 5.11.

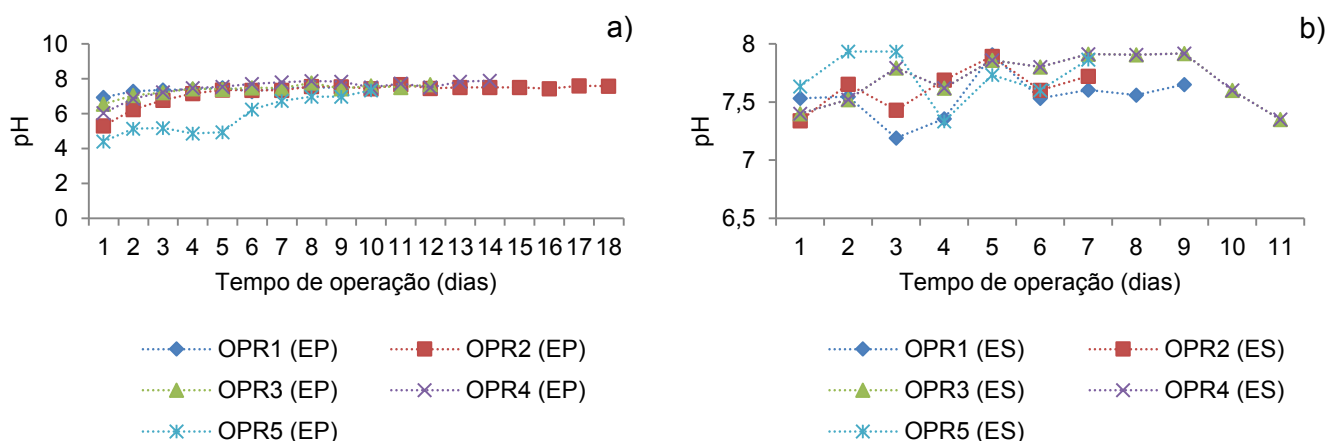


Figura 5.11. (a) Comportamento diurno do pH durante as cinco operações com o efluente primário, (b) comportamento diurno do pH durante as cinco operações com o efluente secundário.

A suplementação de CO₂ durante as bateladas teve como objetivos, suprir a demanda de carbono inorgânico das microalgas e controlar o pH entre 6 e 8 de forma a não haver perda de nutrientes e manter os valores em níveis

considerados mais adequados para o crescimento algal. Segundo Park e Craggs (2010), o controle de pH minimiza a remoção de nutrientes por processos físico-químicos que são dependentes do pH, como a precipitação de fosfatos e a volatilização da amônia. No entanto, não houve a perda desses nutrientes, sendo sua remoção completamente relacionada com a incorporação pela biomassa algal.

O comportamento do pH não apresentou grandes diferenças durante as operações. O pH do efluente primário levou um tempo maior para atingir valores maiores que 7, em contraste com o efluente secundário que já apresentava inicialmente valores maiores que 7 em todas as operações. O crescimento mais lento do pH no efluente primário quando comparado com o efluente secundário pode estar associado ao menor valor de pH inicial, à maior concentração de SSV e à elevada concentração de matéria orgânica, que trazem como consequência a mais lenta adaptação das algas nesse efluente. De forma geral, os valores de pH foram superiores à neutralidade, sendo os maiores valores observados também nas horas de maior radiação solar e temperatura. No entanto, devido à adição de CO₂, seus valores nunca ultrapassaram 8.

A suplementação de CO₂ é um dos recursos que oneram a produção de microalgas em LATs, mas que em contrapartida aumenta significativamente a produtividade da biomassa algal. Ao analisar as operações com o efluente primário e secundário, observa-se que houve maior gasto com CO₂ durante as operações com o efluente secundário e mesmo assim constatou-se que a maior produtividade de biomassa não foi obtida por esse efluente. Esse menor gasto durante as operações com o efluente primário pode ser considerado com uma vantagem em relação ao secundário na questão da produtividade de biomassa e no menor gasto com a suplementação do CO₂.

Na Figura 5.12 está apresentado o comportamento diurno do OD durante as cinco operações nos efluentes primário e secundário.

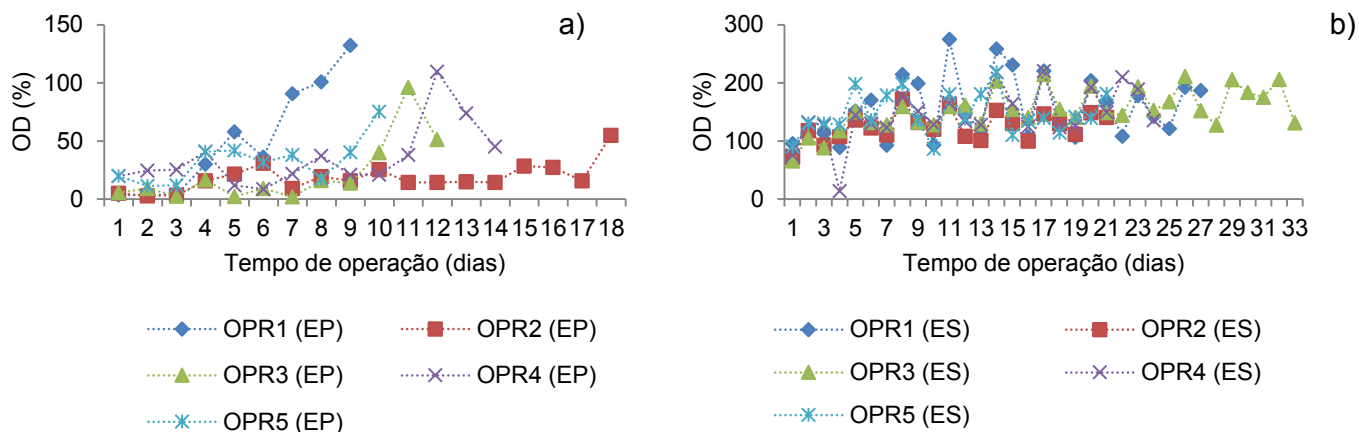


Figura 5.12. (a) Comportamento diurno do OD durante as cinco operações com o efluente primário, (b) comportamento diurno do OD durante as cinco operações com o efluente secundário.

O OD no meio de cultivo pode ser relacionado tanto à atividade fotossintética, quanto ao revolvimento do efluente provocado pelo movimento das pás e pela passagem do efluente na coluna de carbonatação quando o pH esteve elevado. De forma geral, constatou-se que houve uma oscilação diária nos valores de oxigênio dissolvido, sendo as maiores concentrações nas medições das 12hrs em ambos os efluentes, ocorrendo aumento durante o passar dos dias devido ao aumento da atividade fotossintética das microalgas. Além desse comportamento em comum, as concentrações de OD medidas às 8hrs apresentaram valores menores quando comparadas com o último horário medido no dia anterior. Esse comportamento pode ser explicado pela ausência de fotossíntese durante o período noturno e pelo metabolismo heterotrófico dos microrganismos que estão presentes nas LATs, incluindo algumas espécies de microalgas.

Durante as operações com o efluente primário, ficou nítida a relação simbiótica entre algas e bactérias. As reduzidas concentrações de OD no meio e o aumento da clorofila-a durante as bateladas demonstram que boa parte ou a totalidade do oxigênio produzido pela fotossíntese das microalgas foi consumido pela respiração das bactérias devido à grande quantidade de matéria orgânica que precisava ser degradada. No final das bateladas ocorria o aumento da concentração do OD devido a maior parte da matéria orgânica existente já ter sido degradada. Essa relação também pode ser observada no comportamento de pH (Figura 5.11), em que devido à grande disponibilidade

de carbono no efluente, a elevação de pH só foi realizada após alguns dias de operação do efluente primário (OPRs 4 e 5). Para esse efluente e especialmente nessas operações, foi necessária uma menor demanda da suplementação de carbono, demonstrando que assim como o comportamento de OD, praticamente todo o carbono resultante da degradação das bactérias heterotróficas foi utilizado como alimento para o metabolismo autotrófico das microalgas.

Por outro lado, no efluente secundário, houve uma menor concentração de matéria orgânica a ser degradada e com isso boa parte do oxigênio dissolvido no meio não foi consumido, apresentado altos valores de OD durante as operações e um aumento mais rápido do pH, sendo necessária maior suplementação de CO₂.

Na Figura 5.13, estão apresentadas regressões entre as concentrações de clorofila-a e OD para ambos os efluentes em cada operação.

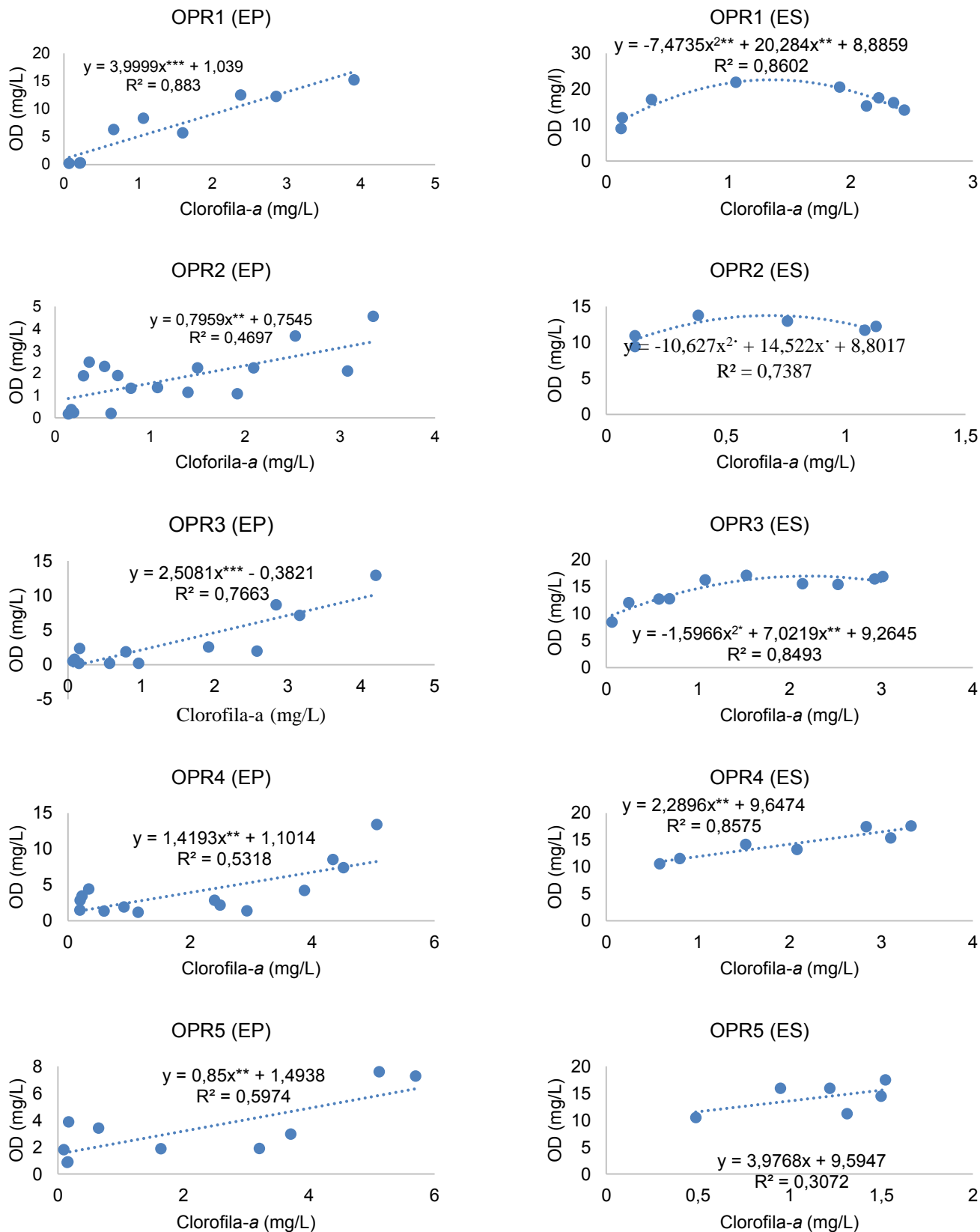


Figura 5.13. Comportamento do OD em função da clorofila-a. (***)significativo a 0,1% de probabilidade de erro; ** significativo a 1% de probabilidade de erro, * significativo a 5% de probabilidade de erro, não significativo).

A partir das concentrações de OD foi possível ajustar a regressão em função da clorofila-a nos efluentes primário e secundário em cada operação. A regressão no efluente primário demonstra uma relação linear entre o OD e a clorofila-a em todas as operações, à medida que a concentração de clorofila-a se eleva a concentração de OD aumenta também. Entretanto, no efluente secundário essa relação linear só foi constatada nas OPR4 e OPR5, nas demais operações as relações das concentrações de OD aumentaram, atingindo um ponto de inflexão que leva a estabilização da concentração por um tempo e no final o decaimento, à medida que as concentrações de clorofila-a se elevaram. No efluente secundário, o OD já se encontrava em concentrações mais elevadas desde o início, onde as concentrações de clorofila-a ainda eram baixas.

O comportamento da temperatura no interior das LATs durante as cinco operações nos efluentes primário e secundário está apresentada na Figura 5.14.

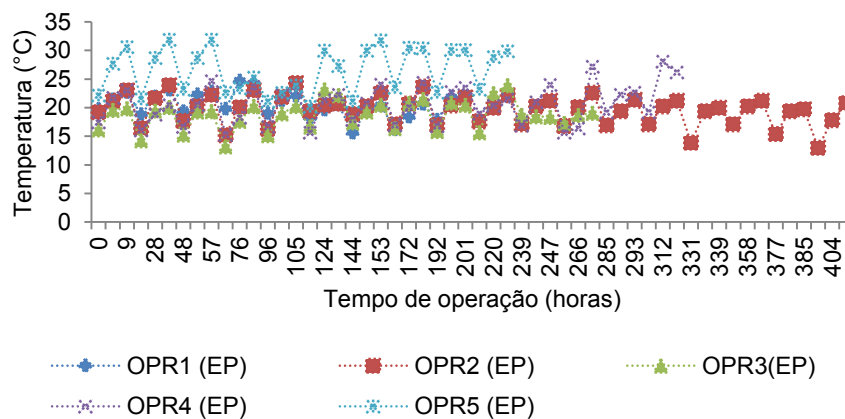


Figura 5.14. Comportamento diurno da temperatura no interior das LATs durante as cinco operações com o efluente primário.

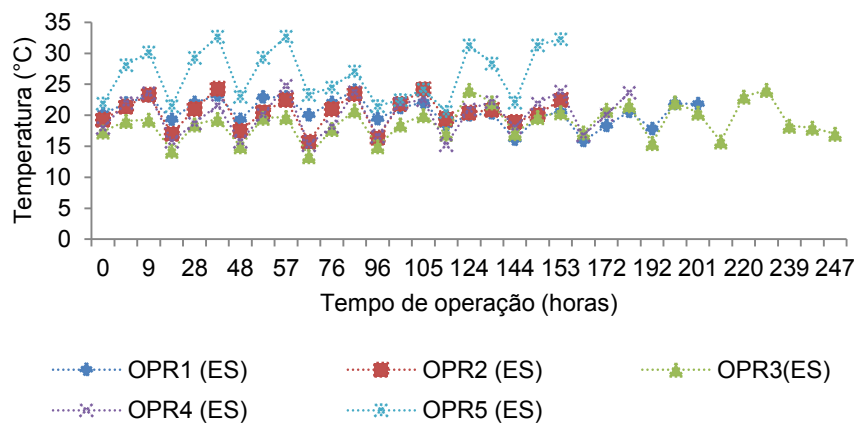


Figura 5.15. Comportamento diurno da temperatura no interior das LATs durante as cinco operações com o efluente secundário.

Nesse estudo, as OPR1 e OPR2 foram realizadas no outono, as OPR3 e OPR4 no inverno e a OPR5 na primavera. Em ambos os efluentes, apenas a OPR5 apresentou temperaturas mais elevadas que as outras operações, pelo fato de ter ocorrido durante a primavera, estação que, apresenta temperaturas maiores do que no outono e no inverno.

De forma geral, às 8hs foram observados os menores valores, sendo em média 16,5°C no efluente primário e 17,7°C no efluente secundário. Às 12hs, as temperaturas foram em média 21,2°C e 21,6°C nos efluentes primário e secundário, respectivamente. Nas medições realizadas às 17hs foram observadas maiores temperaturas sendo que os valores obtidos foram em média 22,6°C no efluente primário e 22,7°C no efluente secundário.

Nas Figuras 5.16, 5.17 e 5.18 estão apresentadas o comportamento dos parâmetros da radiação fotossinteticamente ativa (PAR), subaquática (SubPAR) com o efluente primário (EP) e subaquática (SubPAR) no efluente secundário (ES) no horário das 12 hrs durante as cinco operações.

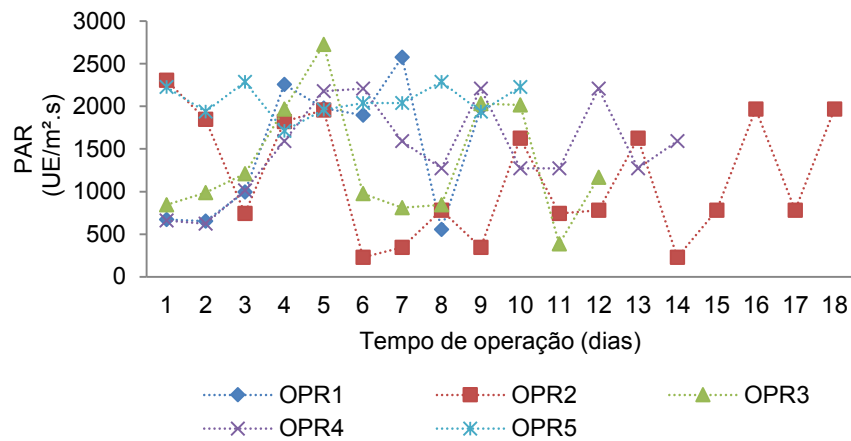


Figura 5.16. Comportamento da radiação fotossinteticamente ativa (PAR) durante as cinco operações.

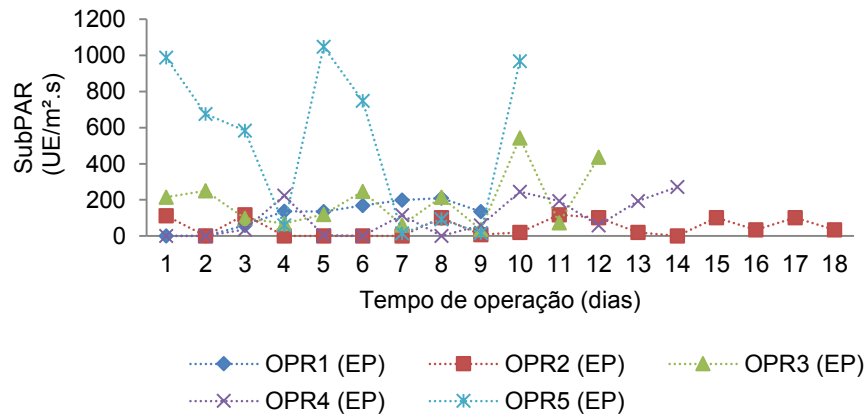


Figura 5.17. Comportamento da radiação fotossinteticamente ativa subaquática (SubPAR) a 15cm de profundidade, no horário das 12 hrs com o efluente primário (EP) durante as cinco operações.

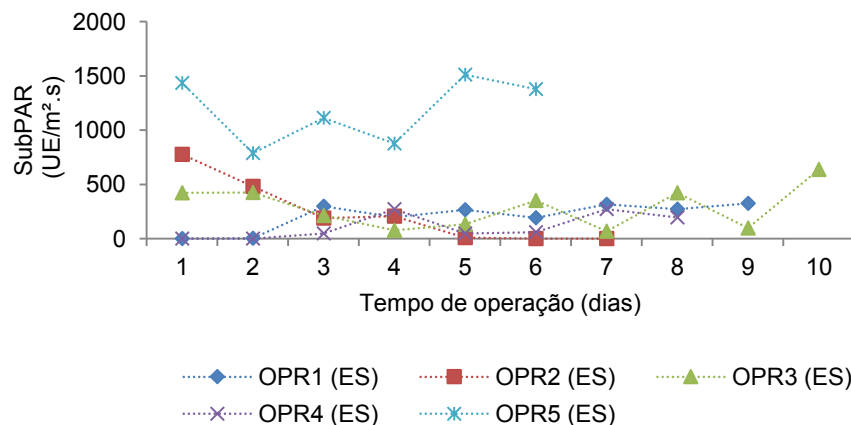


Figura 5.18. Comportamento da radiação fotossinteticamente ativa subaquática (SubPAR) a 15cm de profundidade, no horário das 12 hrs com o efluente secundário (ES) durante as cinco operações.

A disponibilidade e a intensidade de luz são consideradas por alguns autores como parâmetro crucial para o crescimento das microalgas nas lagoas, e se espera que a máxima produção delas ocorra em períodos que apresentem máxima luminosidade e temperatura (Tampier, 2009; Park e Craggs, 2011).

Nesse estudo, foram medidas as radiações em três horários distintos e a subPAR em duas profundidades, para conseguir explicar o comportamento dessas variáveis, foi exposto nas Figuras 5.16, 5.17 e 5.18 os dados referentes as medições feitas às 12 hrs e a subPAR em uma profundidade de 15 cm de profundidade. Todos os resultados obtidos durante as operações estão apresentados em anexo, no final desse estudo.

A PAR durante a OPR2 (EP) apresentou os menores comprimentos do dia quando comparados com as outras operações, isso pode ter sido um dos fatores dessa operação ter durado mais tempo (18 dias). A PAR durante a OPR5 foi a que manteve os maiores valores, esse fato é justificado pela operação ter acontecido durante a primavera, e as outras durante o outono e o inverno, assim como observado para a variável temperatura.

A subPAR é uma variável que é influenciada diretamente pelo material suspenso e dissolvido no meio. Ao comparar a PAR com a subPAR é possível verificar que há uma redução drástica da radiação real disponível para a biomassa algal. Sabe-se que da radiação que atinge a superfície da água, uma parte penetra e a outra é refletida, voltando para a atmosfera.

Os valores de subPAR no efluente primário apresentaram um comportamento estável durante as operações, sendo que no início a penetração nas LATs foi influenciada pela grande quantidade de sólidos suspensos e carbono orgânico dissolvido existentes e no final pela biomassa que foi produzida. Já no efluente secundário, no início das operações a penetração da radiação foi maior, apresentando valores de subPAR mais elevados que no final da operação. Essa redução dos valores de sub PAR no efluente secundário é devido a biomassa que foi produzida no decorrer da batelada. Esses comportamentos permitem a afirmação de que as

características do efluente interferiram significativamente na atenuação da radiação.

5.3.4. Eficiência do tratamento

Na Figura 5.19 estão apresentados os valores da alcalinidade durante as operações com os meios de cultivo primário e secundário.

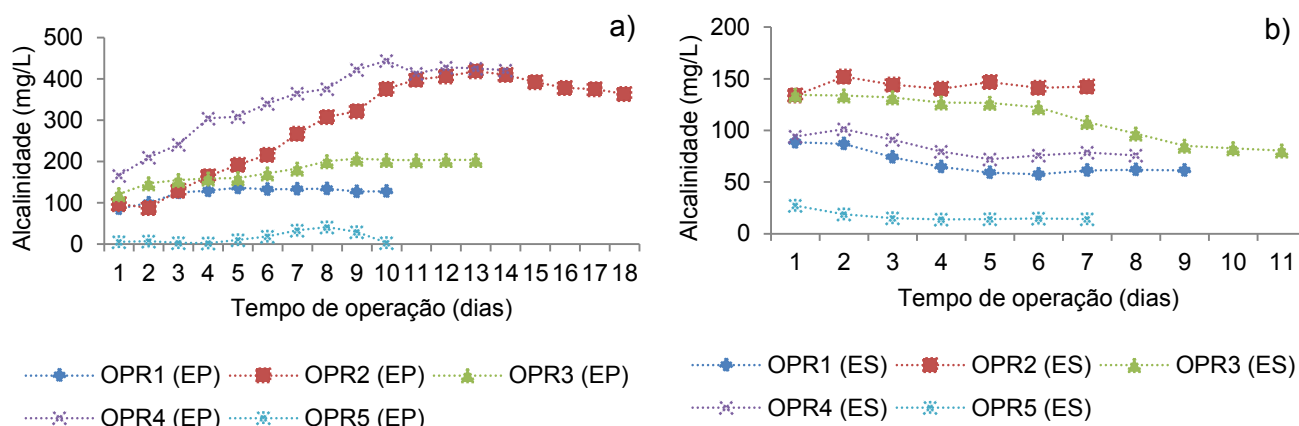


Figura 5.19. (a) Comportamento da alcalinidade durante as operações com o efluente primário (b) Comportamento da alcalinidade durante as operações com o efluente secundário.

Em relação ao efluente primário observou-se um aumento mais evidente da alcalinidade durante as OPR2 e OPR4. Nas outras operações como também nas operações com o efluente secundário, a alcalinidade não apresentou grandes variações durante as bateladas. As operações com o efluente primário atingiram valores consideravelmente maiores de alcalinidade que as apresentadas nas operações com o efluente secundário. Esses altos valores estão associados à elevada decomposição da matéria orgânica e a alta taxa respiratória dos microrganismos no efluente primário em relação ao efluente secundário.

Na Tabela 5.2 estão apresentadas as características dos efluentes no final das operações como também os valores de eficiência de remoção de cada poluente.

Tabela 5.2. Caracterização dos efluentes primário e secundário coletado no final de cada operação.

Variáveis	OPR1 (EP)		OPR2 (EP)		OPR3 (EP)		OPR4 (EP)		OPR5 (EP)	
	Concentração final (mg.L ⁻¹)	Eficiência de remoção (%)	Concentração final (mg.L ⁻¹)	Eficiência de remoção (%)	Concentração final (mg.L ⁻¹)	Eficiência de remoção (%)	Concentração final (mg.L ⁻¹)	Eficiência de remoção (%)	Concentração final (mg.L ⁻¹)	Eficiência de remoção (%)
NTK (mg.L⁻¹)	10,9	77,1	37,8	43,2	28,5	59,5	69,1	41,2	18	54,9
N-NH₄⁺ (mg.L⁻¹)	7,1	40	21,6	17,7	22,7	21,9	29,5	26	8,3	59,3
N-NO₃⁻ (mg.L⁻¹)	2,2	56,9	0,7	93,1	0,8	0	0,8	38,5	0,6	57,1
DQOt (mg.L⁻¹)	801,2	28,9	1571,9	42,4	1205	24,3	748,1	62,9	551,6	74
DQOs (mg.L⁻¹)	161,2	47,6	456,4	44,1	502,5	7,2	568,3	52	309,4	49,7
CT (mg.L⁻¹)	22,3	77,9	39,5	83,5	37,7	80,2	147,6	64,1	41,4	77,2
COD (mg.L⁻¹)	19,2	80,5	36,6	84,6	34,6	81,7	68,1	83,3	36,9	79,4
Ps (mg.L⁻¹)	0,2	69,8	1,7	66,7	1,1	55,5	1,4	61,3	0	98,8
Coliformes Totais (NMP.100⁻¹)	1,1E+04	1 unid. log*	3,9E+04	1 unid. log*	2,3E+04	0,3 unid. log*	5,2E+06	2,2 unid. log*	1,40E+04	0,4 unid. log*
<i>E. coli</i> (NMP.100mL⁻¹)	0	2 unid. log*	1,0E+02	2,6 unid. log*	0	4 unid. log*	0	5 unid. log.	4,10E+02	1,2 unid. log*

* remoção em unidades logarítmicas

Continuação Tabela 5.2. Caracterização dos efluentes primário e secundário coletado no final de cada operação

Variáveis	OPR1 (ES)		OPR2 (ES)		OPR3 (ES)		OPR4 (ES)		OPR5 (ES)	
	Concentração final (mg.L ⁻¹)	Eficiência de remoção (%)	Concentração final (mg.L ⁻¹)	Eficiência de remoção (%)	Concentração final (mg.L ⁻¹)	Eficiência de remoção (%)	Concentração final (mg.L ⁻¹)	Eficiência de remoção (%)	Concentração final (mg.L ⁻¹)	Eficiência de remoção (%)
NTK (mg.L⁻¹)	6,4	80,8	5,7	20,1	18	31	18,8	16,4	19,9	-76,3
N-NH₄⁺ (mg.L⁻¹)	0,1	99,1	0	100	1,5	90,6	0	100	0	100
N-NO₃⁻ (mg.L⁻¹)	2,4	52,9	0,5	72,2	1,4	0	0,3	40	0,6	-50
DQOt (mg.L⁻¹)	418,4	-49,7	229,7	-30,7	285	33,4	445,9	-183,6	617,2	-480,9
DQOs (mg.L⁻¹)	115,8	43,3	101,5	26,6	185,9	30,9	119,8	-114,7	251,2	-225,8
CT (mg.L⁻¹)	13	10,8	15,1	19,7	10	48,5	37,6	-99,5	24,4	-29
COT (mg.L⁻¹)	9,9	1,7	11,1	9,9	7,7	24,9	15,2	-22,9	20,1	-26,6
Ps (mg.L⁻¹)	0,1	52,9	0,1	33,3	0	86,4	0	94,4	0,1	61,9
Coliformes Totais (NMP.100⁻¹)	2,4E+02	2 unid. log*	1,5E+04	0,4 unid. log*	1,90E+02	2,1 unid. log*	2,00E+04	1 unid. log*	1,20E+03	0,4 unid. log*
<i>E. coli</i> (NMP.100mL⁻¹)	0	2 unid. log*	0	2 unid. log*	0	4 unid. log*	0	4 unid. log*	0	2 unid. log*

* remoção em unidades logarítmicas

Nesse estudo as LATs foram utilizadas como tratamento secundário e como tratamento terciário. Durante as operações a DQO_t pode ser reduzida pela degradação da matéria orgânica como também pode ter o seu valor elevado por conta da produção de microalgas, devido a isso, utilizou-se a DQOs para avaliar a eficiência de remoção. Como tratamento terciário, as OPR1, OPR2 e OPR3 apresentaram remoção de DQOs em torno dos 34% e constatou-se que nas OPR4 e OPR5 houve incremento de matéria orgânica, fato indesejável do ponto de vista ambiental e que pode estar associado, dentre outros fatores, a recalcitrância da matéria orgânica somada à produção de matéria orgânica extracelular por parte das microalgas no sistema.

A remoção de amônia pode ocorrer pela volatilização da mesma, pela conversão em nitrato pelas bactérias nitrificantes e a assimilação pela biomassa algal. A remoção dessa variável apresentou valores em torno de 33% na utilização da LAT como tratamento secundário e valores em torno de 98% como tratamento terciário. Devido ao controle do pH realizado nesse estudo, a remoção de amônia por volatilização se torna praticamente nula. O limite sugerido pela Conama 430/2011 para o N-NH₄⁺ é de 20 mg.L⁻¹, ao analisar os valores finais de N-NH₄⁺, ao final do tratamento secundário, apenas as OPR1 (7,06 mg.L⁻¹) e OPR5 (8,34 mg.L⁻¹) apresentaram concentrações abaixo desse limite. Enquanto que na utilização da LAT como tratamento terciário, todas as operações apresentaram concentrações abaixo do limite, pois já apresentavam valores menores desde o início das operações.

A remoção de fósforo solúvel foi atribuída à assimilação pela biomassa, pois a outra via de remoção é dependente de condições de pH elevado, e o mesmo foi controlado durante todas as operações em ambos os efluentes. A remoção foi em média de 70,4% e 62% nos tratamentos secundário e terciário, respectivamente.

A remoção de coliformes totais apresentaram valores em torno de 1 unidade log, no tratamento secundário e 3 unidades log no tratamento terciário. Os valores de *E. coli* foram se reduzindo com o passar do tempo, sendo que a remoção foi em média 1 unidade log no tratamento secundário e 2,4 unidades log no tratamento terciário. Para fins de reuso do efluente tratado os valores de concentração final de organismos patogênicos devem atender as

recomendações da Organização Mundial da Saúde (OMS) (10^3 NMP.100ml⁻¹), entretanto apenas alguns resultados desse estudo apresentaram uma boa eficiência de remoção de coliformes para atender os padrões de lançamento em corpos receptores sujeitos a balneabilidade ou uso para irrigação irrestrita.

Na Tabela 5.3 estão apresentados a média dos valores finais das variáveis N-NH₄⁺, Ps e DQOs no final das operações com o efluente primário nas LATs e a média dos valores finais das variáveis N-NH₄⁺, Ps e DQOs, disponibilizados pela indústria, pós-tratamento dos lodos ativados.

Tabela 5.3. Média dos valores finais das variáveis N-NH₄⁺, Ps e DQOs no final das operações com o efluente primário em LAT e pós-tratamento dos lodos ativados.

	Efluente Primário após tratamento em LAT	Efluente primário após tratamento em lodos ativados.	Legislação
N-NH₄⁺ (mg.L⁻¹)	17,8	25,5	20 (CONAMA 430/2011)
Ps (mg.L⁻¹)	0,9	3,3	-
DQOs (mg.L⁻¹)	400	84,2	180 (COPAM 01/2008)

Ao analisar a LAT como tratamento secundário e os dados do tratamento secundário desse mesmo efluente, mas em lodos ativados, disponibilizados pela indústria que forneceu os meios de cultivo, a LAT apresentou valores bem inferiores de remoção de matéria orgânica em relação aos lodos ativados. Em contrapartida, obtiveram menores valores finais de nutrientes, como fósforo e nitrogênio. A possibilidade de recuperar os nutrientes assimilados a partir do efluente, como biomassa para utilização como fertilizantes, alimentos para animais ou biocombustível (Craggs *et al.*, 2012) fazem desse sistema uma interessante opção no tratamento de efluentes. Além dessa vantagem, as LATs possuem um consumo de energia menor que os lodos ativados, apresentam menor sensibilidade a descargas tóxicas, sendo isso possível de acontecer, por se tratar de um efluente agroindustrial, como também não apresentam problemas de ruídos e exalação de aerossóis.

Sobre o uso da LAT como tratamento secundário, constata-se que esse sistema propiciou o crescimento de biomassa com remoção de nutrientes, no

entanto, um pós tratamento terciário seria ainda necessário para o polimento do efluente em termos de remoção de matéria orgânica para atendimento da legislação. Já inserida como unidade de tratamento terciário, a LAT apresentou valores aceitáveis de descarte de poluentes devido à quantidade de matéria orgânica e nutrientes já se encontrarem em valores baixos antes do início da batelada. Apesar de a LAT não ter tido um bom desempenho como tratamento secundário, o uso desse sistema permitiu com a produção de microalgas através desse efluente como meio de cultivo, transformar algo que seria descartado em produto valorado.

5.4. Conclusão:

O uso de LATs como tratamento secundário e terciário de efluentes da indústria de carnes propiciou o crescimento de biomassa com eficiente remoção de nutriente, superior ao desempenho de lodos ativados para remoção de amônia e fósforo. A biomassa produzida pode ser utilizada para diversos fins, no contexto da agroindústria, como a aplicação no solo como biofertilizante ou como matéria-prima para produção de bicompostível. No entanto, um pós-tratamento terciário, no caso do uso da LAT como tratamento secundário, seria ainda necessário para o polimento do efluente em termos de remoção de matéria orgânica.

A produção de biomassa foi maior quando se utilizou o efluente primário como meio de cultivo, devido a maior concentração inicial de nutrientes presentes nesse efluente, em comparação com o secundário. No entanto, por ainda conter quantidades consideráveis de matéria orgânica, a LAT não pode ser considerada como tratamento final do efluente. A utilização do efluente secundário como meio de cultivo propiciou menores produtividades, porém o efluente tratado poderá ser utilizado para usos não potáveis, como irrigação, desde que os padrões microbiológicos sejam atendidos.

5.5. Referências

- ABIPECS - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DA INDÚSTRIA PRODUTORA E EXPORTADORA DE CARNE SUÍNA. Exportação brasileira de carne suína, relatório de janeiro a setembro de 2011. Acesso 05/01/2016.
- ALONSO, D. L.; BELARBI, E. H.; FERNADEZ-SEVILLA, J. M.; RODRIGUEZ-RUIZ, J.; GRIMA, E. M. Acyl lipid composition variation related to culture

- age and nitrogen concentration in continuous culture of the microalga *Phaeodactylum tricornutum*. **Photochemistry**, v. 54, p. 461-471. 2000.
- ANUALPEC – ANUÁRIO DA PECUÁRIA BRASILEIRA In: Pecuária de corte (estatísticas). São Paulo: FNP Consultoria & Comércio. 2015. Acesso 05/01/2016.
- APHA. Standard Methods for Examination of Water and Wastewater. Washington: American Public Health Association, Water Environmental Federation. 2012.
- APHA. Standard Methods for Examination of Water and Wastewater. Washington: American Public Health Association, Water Environmental Federation. 2005.
- BERTOLDI, C.; SILVA, C.; BERNARDON, J. P.; CORAZZA, M. L.; FILHO, L. C.; OLIVEIRA, J. V.; CORAZZA, F. C. Continuous Production of Biodiesel from Soybean Oil in Supercritical Ethanol and Carbon Dioxide as Co-solvent. **Energy Fuels**, v. 23, p. 5165-5172. 2009.
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 430, 13 de Maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA.
- CONSELHO DE POLÍTICA AMBIENTAL DE MINAS GERAIS – COPAM. *Deliberação Normativa Nº 1*. 5 maio 2008. Belo Horizonte. MG. Disponível em: <<http://www.siam.mg.gov.br/siam>>. Acesso em 12/01/2016.
- CRAGGS R. J.; SUTHERLAND D.; CAMPBELL H. Hectare-scale demonstration of high rate algal ponds for enhanced wastewater treatment and biofuel production. **Journal of Applied Phycology**, v. 24, p. 329-337. 2012.
- DAL MAGRO, T.; AGOSTINETTO, D.; SILVA, A. A.; VARGAS, L.; PANOZZO, L. E.; GALON, L. Physiologic characteristics and development of resistant and susceptible *Cyperus difformis* L. To pyrazosulfuron-ethyl herbicide. **Scientia Agraria**, v. 12, n. 3, p. 149-156. 2011.
- DEVELOPMENT CORE TEAM R. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation of Statistical Computing, Vienna. 2013.
- EPA – ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Development Document for the Proposed Effluent Limitations Guidelines and Standards for the Meat and Poultry Products Industry Point Source Category. Office of Water Mail Code 4303 T. Washington, 2002.
- FIGUEIRÊDO, M. C. B.; TEIXEIRA, A. S.; ARAÚJO, L. F. P.; ROSA, M. F.; PAULINO, W. D.; MOTA, S.; ARAÚJO, J. C. Avaliação da vulnerabilidade ambiental de reservatórios à eutrofização. **Revista**

Engenharia Sanitária e ambiental. v.12, n.4, [online], Rio de Janeiro. 2007.

- GROSSMAN, A. R.; SCHAEFER, M. R.; CHIANG, G. G.; COLIER, J. L. The responses of cyanobacteria to environmental conditions: light and nutrients, In: D. A. Bryant (Ed.), *The molecular biology of cyanobacteria*, Kluwer Academic Publishers, v. 21, p. 641-668. 1994.
- KOMAREK, J.; FOTT, B. *Das phytoplankton des Süßwassers. Systematik und Biologie.* E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung. 1041. 1983.
- LI, Y. R.; TSAI, W. T.; HSU, Y. C.; XIE, M. Z.; CHEN, J. J. Comparison of autotrophic and mixotrophic cultivation of green microalgal for biodiesel production. **Energy Procedia**, v. 52, p. 371-376. 2014.
- LOMBARDI, A. T.; WANGERSKY, P. J. Influence of phosphorus and silicon on lipid class production by the marine diatom *Chaetoceros gracilis* grown in turbidostatic cage cultures. **Marine Ecology Progress Series**, v. 77, p. 39-47. 1991.
- LOURENÇO, S. O. *Cultivo de Microalgas Marinhas - princípios e aplicações.* (2006). São Carlos: RiMa.
- LU, Q.; ZHOU, W.; Min M.; MA, X.; CHANDRA, C.; DOAN, Y. T. T.; MA, Y.; ZHENG, H.; CHENG, S.; GRIFFITH, R.; CHEN, P.; CHEN, C.; URRIOLOA, P. E.; SHURSON, G. C.; GISLERØD, H. R.; RUAN, R. Growing *Chlorella sp.* on meat processing wastewater for nutrient removal and biomass production. **Bioresource Technology**, v. 198, p. 189-197. 2015.
- MAGALHÃES, A. B. S. *Taxonomia, estrutura e dinâmica do fitoplâncton e do zooplâncton em um sistema piloto de tratamento de esgoto sanitário em lagoas de polimento. Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Botânica, para obtenção do título de Doctor Scientiae.* Viçosa, Minas Gerais, Brasil, 2011.
- NEDERLANDS NORM (NEN). NEN 6520. Norma holandesa sobre determinação de clorofila-a pelo método do etanol. Netherlands. 1981.
- NUSH, E. A. Comparison of different methods for chlorophyll and phaeopigment. **Arch. Hydrobiol. Bech.** Stuttgart, v. 14, p. 14-36. 1980.
- OSWALD, W. J. *Micro-algae and waste-water treatment.* **Microalgal Biotechnology**, p. 305-328. 1988.
- OSWALD, W. J.; GOULEKE, C. G.; TYLER, R. W. Integrated Pond Systems for subdivisions. **Journal of the Pollution Control Federation**, v. 39, p. 1289-1304. 1997.

- 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**, v. 61(3), p. 633- 639. 2010.
- PARK, J. B. K.; CRAGGS, R. J.; SHILTON, A. N. Recycling algae to improve species control and harvest efficiency form a high rate algal pond. **Water Research**, v. 45, p. 6637-6649. 2011.
- PARRA, O. A.; GONZALEZ, M.; DILLAROSSA, V.; RIVERA, P.; ORELLANA, M. Manual taxonomico del fitoplâncton de águas continentales. V – Chlorophyceae Parte I Volvocales, Tetrasporales, Chlorococcales y Ulothricales. Universidad de Concepcion. 1982.
- PICOT, B.; HALOUANI, H. E.; CASELLAS, C.; MOERSIDIK, S.; BONTOUX, J. Nutrient removal by High Rate Pond System in a Mediterranean Climate (France). **Water Science and Technology**, v. 23, p. 1535-1541. 1991.
- PIRES, J. C. M.; ALVIM-FERRAZ, M. C. M.; MARTINS, F. G.; SIMÕES, M. Wastewater treatment to enhance the economic viability of microalgae culture. **Environmental Science Pollution Research**, v. 20(8), p. 5096-5105. 2013.
- PUTT, R.; SINGH, M.; CHINNASAMY, S.; DAS, K. C. An efficient system for carbonation of high-rate algae pond water to enhance CO₂ mass transfer. **Bioresour. Technol**, v.102, p. 3240–3245. 2011.
- RENUKA, N.; SOOD, A.; RATHA, S. K.; PRASANNA, R.; AHLUWALIA, A. S. Evaluation of microalgal consortia for treatment of primary treated sewage effluent and biomass production. **Journal of Applied Phycology**, v. 25, p. 1529–1537. 2013.
- RODRIGUES, D. B.; FLORES, E. M. M.; BARIN, J. S.; MERCADANTE, A. Z. JACOB-LOPES, E.; ZEPKA, L. Production of carotenoids from microalgae cultivated using agroindustrial wastes. **Food Research International**, v. 65, p. 144-148. 2014.
- SANTIAGO, A. F.; CALIJURI, M. L.; ASSEMANY, P. P.; CALIJURI, M. C.; REIS, A. J. D. Algal biomass production and wastewater treatment in high rate algal ponds receiving disinfected effluent. **Environmental Technology**, v. 34 (13-14), p. 1877-1885. 2013.
- TAMPIER, M. Microalgae Technologies & Processes for Biofuels/Bioenergy Production In: Current Technology, Suitability & Barriers to Implementation Prepared for The British Columbia Innovation Council. 2009.
- UBABEF- UNIÃO BRASILEIRA DE AVICULTURA. Relatório anual 2010/2011. Disponível em: <http://www.abef.com.br/ubabef/exibenoticiaubabef.php?notcodigo=2761>. Acesso em 05/01/2016.

- UTHERMÖL, H. Zur vervollkomnung der quantitativen phytoplankton – methodic mitt. *Int. Ver. Limnol*, v. 9, p. 1-38. 1958.
- WANG, L.; MIN, M.; LI, Y.; CHEN, P.; CHEN, Y.; LIU, Y., RUAN, R. Cultivation of green algae *Chlorella* sp. in different wastewaters from municipal wastewater treatment plant. **Applied Biochemistry and Biotechnology**, v. 162(4), p. 1174–1186. 2010.
- WOERTZ, I.; FEFFER, A.; LUNDQUIST, T.; NELSON, Y. Algae grown on dairy and municipal wastewater for simultaneous nutrient removal and lipid production for biofuel feedstock. **Journal of Environmental Engineering**, v. 135(11), p. 1115–1122. 2009.
- XIN, L.; HONG-YING, H.; JIA, Y. Lipid accumulation and nutrient removal properties of a newly isolated freshwater microalga, *Scenedesmus* sp. LX1, growing in secondary effluente. **New Biotechnology**, v. 27(1). 2010.
- ZHU, J.; RONG, J.; ZONG, B. Factors in mass cultivation of microalgae for biodiesel. **Chinese Journal of Catalysis**, v. 34, p. 80-100. 2013.

5.6. Anexo:

Tabela 5.4. Valores da radiação fotossinteticamente ativa (PAR), subaquática (SubPAR) a 5 e 15 cm de profundidade com os efluentes primário (EP) e secundário (ES) nos horário das 8, 12 e 17hrs durante as cinco operações.

Horário	PAR	SubPAR 5 cm		SubPAR 15 cm	
	(UE/m ² .s)	OPR1 (EP)	OPR1 (ES)	OPR1 (EP)	OPR1 (ES)
08:00	445,5	94,92	157,6	-140,56	-71,25
12:00	670	194,23	213,6	-70,35	1,25
17:00	24,18	-209,1	-172,07	-215,00	-69,59
08:00	313,6	115,96	119,55	-70,45	10,66
12:00	653	188,22	210	-80,15	2,53
17:00	30,15	-203,1	-177,15	-220,00	-70,01
08:00	250,7	-63,51	119,55	-115,57	94,92
12:00	994,4	341,6	418,9	58,84	298,6
17:00	18,37	-7,64	0,5	-20,63	-20,63
08:00	134,41	29,16	38,75	5,38	15,36
12:00	2258	444,6	464	137,39	196,83
17:00	24,52	-6,42	1,11	-18,9	-3,86
08:00	319,5	-54,01	-35,19	-167,09	-151
12:00	1978	567	574,98	135,67	265,49
17:00	83,16	-137,92	-114,16	-176,67	-141,29
08:00	302,1	-87,62	-55,82	-169,89	-149,48
12:00	1895	345,98	439	169,87	193,44
17:00	38,04	-46,67	-42,53	-46,13	-43,24
08:00	234,7	100,28	119,17	82,19	100,41
12:00	2576	469	600,2	199,18	315,1
17:00	319,5	34,17	54,15	153	165,03
08:00	130,41	23,01	82,19	2,43	53,98
12:00	553,8	161,98	240,9	208,9	272,3
17:00	42,81	-178,46	-102,97	-220,00	-152,91
08:00	561	160,68	177,79	151,95	167,38
12:00	1978	464	579	135,67	324,86
17:00	38,04	2,13	15,67	-8,93	-1,08

Continuação da Tabela 5.4. Valores dos parâmetros da radiação fotossinteticamente ativa (PAR), subaquática (SubPAR) a 5 e 15 cm da superfície com os efluentes primário (EP) e secundário (ES) nos horários das 8, 12 e 17hrs durante as cinco operações.

Horário	PAR	SubPAR 5 cm		SubPAR 15 cm	
	(UE/m ² .s)	OPR2 (EP)	OPR2 (ES)	OPR2 (EP)	OPR2 (ES)
08:00	57,11	-233,3	-183,31	-293,4	-187,39
12:00	2306	626,1	1545,6	111,7	777,2
17:00	153,89	-373,2	-269,6	-472,8	-370,3
08:00	48,7	-231,6	-186,29	-282,2	-196,35
12:00	1849,4	-72,51	984,1	-133,92	481,7
17:00	96,21	-370,1	-243,2	-486,8	-361,3
08:00	193,58	89,3	100,09	87,84	98,57
12:00	741,3	125,39	305,4	116,82	188,45
17:00	27,87	-100,13	-129,7	-150,72	-134,56
08:00	767,2	12,57	62,93	-152,12	-36,62
12:00	1820	160,46	754,35	-197,37	208,3
17:00	23,1	-99,15	-123,19	-153,1	-133,15
08:00	49,74	-138,3	-116,19	-190,17	-153,92
12:00	1955,2	-112,12	126,15	-218,3	8,02
17:00	27,87	-100,13	-129,7	-150,72	-134,56
08:00	6,62	-145,23	-86,19	-170,14	-118,41
12:00	226,6	-127,48	-52,96	-157,25	-117,14
17:00	8,72	-147,24	-85,23	-171,14	-119,15
08:00	198,87	29,11	24,48	13,65	-15,38
12:00	345,15	27,11	28,81	-6,81	-3,47
17:00	6,71	-93,15	-73,15	-131,14	-98,17
08:00	516,2	66,58		17,86	
12:00	779,3	239,6		101,24	
17:00	27,87	-100,13		-150,72	
08:00	167,11	29,12		13,65	
12:00	345,16	58,41		8,54	
17:00	47,76	42,3		37,2	
08:00	204,2	24,28		22,33	
12:00	1625,7	32,47		20,96	
17:00	23,1	-99,15		-153,1	
08:00	193,58	89,3		87,84	
12:00	741,3	125,39		116,82	
17:00	27,6	-100,13		-150,72	
08:00	339	47,69		35,13	
12:00	779,3	239,6		101,24	
17:00	27,87	-100,13		-150,72	
08:00	618,1	153,15		68,17	
12:00	1625,7	32,47		20,96	
17:00	23,1	-99,15		-153,1	
08:00	6,62	-145,23		-170,14	
12:00	226,6	-127,48		-157,25	
17:00	8,72	-147,24		-171,14	
08:00	516,2	66,58		17,86	
12:00	779,3	239,6		101,24	
17:00	146,21	47,62		38,43	
08:00	109,4	80,65		33,14	
12:00	1968,9	83,25		35,19	
17:00	47,76	42,3		37,2	
08:00	1210,5	74,07		35,76	
12:00	779,3	239,6		101,24	
17:00	47,76	42,3		37,2	
08:00	109,4	80,65		33,14	
12:00	1968,9	83,25		35,19	
17:00	47,76	42,3		37,2	

Continuação da Tabela 5.4. Valores dos parâmetros da radiação fotossinteticamente ativa (PAR), subaquática (SubPAR) a 5 e 15 cm da superfície com os efluentes primário (EP) e secundário (ES) nos horários das 8, 12 e 17hrs durante as cinco operações.

Horário	PAR	SubPAR 5 cm		SubPAR 15 cm	
	(UE/m ² .s)	(UE/m ² .s)		(UE/m ² .s)	
	OPR3	OPR3 (EP)	OPR3 (ES)	OPR3 (EP)	OPR3 (ES)
08:00	384,5	197,12	217,93	68,13	73,15
12:00	845,16	645,15	689,26	215,47	421,5
17:00	146,21	52,1	83,38	39,04	72,01
08:00	338	60,45	103,51	38,35	90,68
12:00	987,25	546,36	754,15	249,86	426,59
17:00	287,54	126,59	201,54	86,35	145,26
08:00	336,9	98,46	176,25	75,48	85,23
12:00	1210,5	328,3	358,1	97,89	214,3
17:00	47,76	36,78	40,06	34,07	35,88
08:00	109,4	46,8	77,88	40,89	51,62
12:00	1968,9	402,3	95,98	70,71	78,04
17:00	187,12	34,92	62,9	3,54	52,58
08:00	336,9	73,37	118,18	36,45	63,91
12:00	2729	183,37	528,3	118,88	132,72
17:00	137,8	59,15	67,12	23,12	33,23
08:00	473,9	112,43	152,41	43,3	71,95
12:00	975,46	546,5	746,25	246,78	352,12
17:00	187,12	34,92	62,9	6,57	53,25
08:00	336,9	98,46	176,25	75,48	85,23
12:00	812	227,7	197,78	61,15	67,28
17:00	72,01	28,72	33,13	5,15	15,35
08:00	149,52	89,98	96,26	65,25	75,54
12:00	845,16	645,15	689,26	215,47	421,5
17:00	68,93	32,41	47,92	5,31	5,57
08:00	336,9	73,35	118,18	36,45	65,32
12:00	2031	157,55	192,86	35,66	97,48
17:00	287,54	126,59	258,78	86,35	142,13
08:00	384,5	197,12	217,93	68,16	73,52
12:00	2017	1015,12	1213,15	543,21	637,1
17:00	125,56	77,85	104,26	54,26	84,51
08:00	561,8	100,21		68,39	
12:00	385,7	183,12		74,15	
17:00	294,51	165,38		78,98	
08:00	375,12	123,72		68,16	
12:00	1167,2	915,5		435,64	
17:00	283,12	94,15		33,45	

Continuação da Tabela 5.4. Valores dos parâmetros da radiação fotossinteticamente ativa (PAR), subaquática (SubPAR) a 5 e 15 cm da superfície com os efluentes primário (EP) e secundário (ES) nos horários das 8, 12 e 17hrs durante as cinco operações.

Horário	PAR	SubPAR 5 cm		SubPAR 15 cm	
	(UE/m ² .s)	(UE/m ² .s)		(UE/m ² .s)	
	OPR4	OPR4 (EP)	OPR4 (ES)	OPR4 (EP)	OPR4 (ES)
08:00	543,6	-91,89	220,8	-259,4	-68,36
12:00	658,8	95,06	232,6	-128,78	-20,32
17:00	234,6	63,83	94,41	-184,7	-45,7
08:00	175,48	-99,25	-72,87	-118,5	-109,92
12:00	623,5	11,61	17,81	-95,98	-88,24
17:00	95,09	16,87	32,17	-112,23	-83,15
08:00	273,21	-23,83	5,64	-55,78	-55,05
12:00	1015	614,15	846,5	36,24	46,61
17:00	983,15	423,21	423,21	104,96	115,63
08:00	85,93	29,83	359,51	-111,24	-75,97
12:00	1590,31	594,24	673,2	223,86	271
17:00	537,12	95,62	112,56	-15,26	53,21
08:00	306	-23,86	5,61	-55,78	-55,05
12:00	2178	311,1	846,5	5,2	46,61
17:00	60,85	-77,22	-40,6	-91,03	-48,15
08:00	206,5	3,43	37,39	-42,77	-22,73
12:00	2209	256,9	759,5	-26,52	59,5
17:00	95,09	5,16	32,17	-95,24	-83,15
08:00	112,53	37,67	52,64	-15,05	-5,91
12:00	1590,31	459,52	673,2	116,59	271
17:00	569,1	214,66	313,24	97,89	102,7
08:00	238,3	-162,57	-162,09	-191,27	-175,96
12:00	1273,8	145,25	854,26	-219,6	194,3
17:00	234,6	-23,82	94,81	-59,74	-45,7
08:00	237,1	5,75		-22,73	
12:00	2209	759,5		59,5	
17:00	234,6	100,58		-39,56	
08:00	206,5	3,43		-22,73	
12:00	1273,85	745,21		245,16	
17:00	569,1	313,24		102,7	
08:00	112,53	52,64		-5,91	
12:00	1273,8	854,26		194,3	
17:00	234,6	94,81		-45,7	
08:00	370,6	-26,04		-32,24	
12:00	2209	759,5		59,5	
17:00	569,1	313,24		102,7	
08:00	112,53	52,64		-5,91	
12:00	1273,8	854,26		194,3	
17:00	234,6	94,81		-45,7	
08:00	752,1	-25,3		-32,39	
12:00	1590,31	673,2		271	
17:00	569,1	313,24		102,7	

Continuação da Tabela 5.4. Valores dos parâmetros da radiação fotossinteticamente ativa (PAR), subaquática (SubPAR) a 5 e 15 cm da superfície com os efluentes primário (EP) e secundário (ES) nos horários das 8, 12 e 17hrs durante as cinco operações.

Horário	PAR	SubPAR 5 cm		SubPAR 15 cm	
	(UE/m ² .s)	(UE/m ² .s)		(UE/m ² .s)	
	OPR5	OPR5 (EP)	OPR5 (ES)	OPR5 (EP)	OPR5 (ES)
08:00	1949,9	941,6	1399,3	220,7	1192,5
12:00	2227	1434,9	2015,45	987,68	1434,9
17:00	220,4	107,86	154,54	87,65	89,94
08:00	119,3	75,65	78,67	53,33	56,5
12:00	1939	654,15	1001,94	675,6	787,8
17:00	263,1	94,94	187,65	77,67	94,94
08:00	1618	782,5	846,5	46,61	267,7
12:00	2286	1814,9	1943,45	582,6	1113,9
17:00	345,7	176,6	273,43	99,98	189
08:00	261,3	154,4	201,3	87,2	175,6
12:00	1710,7	759,5	1015,43	59,5	876,98
17:00	456,5	282,32	359,51	199,56	199,87
08:00	639,8	126,12	127,35	44,07	77,38
12:00	1962,1	1707,3	2047,96	1047,8	1511,7
17:00	171,66	4,095	101,42	2,487	78,69
08:00	1643,5	469	989,79	199,18	756,5
12:00	2041	1632	1945,5	748,1	1379
17:00	678,5	135,12	445,74	54,87	277,76
08:00	1635,5	989,7		665,7	
12:00	2041	280,3		15,67	
17:00	443,2	365,5		228,8	
08:00	1618	187,87		21,89	
12:00	2286	147,3		91,98	
17:00	324,3	288,7		156,4	
08:00	112,4	98,9		67	
12:00	1938,5	308,6		16,63	
17:00	261,1	26,83		13,35	
08:00	434,5	333,7		297,9	
12:00	2227	1778		966,8	
17:00	220,4	201,4		197,7	

6. ARTIGO II: AVALIAÇÃO DE DIFERENTES SISTEMAS DE CULTIVO NA PRODUÇÃO DE BIOMASSA ALGAL E NO TRATAMENTO DE EFLUENTE DA INDÚSTRIA DE CARNES

Resumo

O presente estudo avaliou o cultivo de microalgas em lagoas de alta taxa e em fotobiorreator coluna de bolha, com a utilização de efluente da indústria de carnes, previamente tratado em nível primário. *Chlorella vulgaris* foi a espécie dominante da comunidade fitoplanctônica durante a OPR1 e OPR2 com a lagoa de alta taxa e *Scenedesmus acutus* foi a espécie dominante na OPR3 com a lagoa de alta taxa e em todas as operações com o fotobiorreator coluna de bolha. Os diferentes tipos de sistema de cultivo influenciaram na produtividade de biomassa total, que foi em média $50 \text{ mg.L}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ e $188,3 \text{ mg.L}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ com a lagoa de alta taxa e o fotobiorreator coluna de bolha, respectivamente. Em relação à produção de biomassa algal, os valores em média foram $0,43 \text{ mg.L}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ na lagoa de alta taxa e $2,1 \text{ mg.L}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ no fotobiorreator. Na lagoa de alta taxa foram verificadas eficiências de remoção 40,5% de nitrogênio amoniacal, 34,8% demanda química de oxigênio solúvel e 74% de fósforo solúvel. No fotobiorreator coluna de bolha as remoções de nitrogênio amoniacal, demanda química de oxigênio solúvel e fósforo solúvel foram 100%, 47% e 76%, respectivamente. O desempenho energético de cada sistema foi avaliado em termos de produtividade específica de biomassa e pela razão energética líquida. A lagoa de alta taxa teve desempenho ligeiramente melhor, principalmente na produção por input energético. A escolha entre um ou outro sistema depende do objetivo de utilização da biomassa. No entanto, quando se fala em utilização de efluentes para o cultivo de microalgas, a opção pela lagoa de alta taxa se faz mais coerente, pelos baixos custos inseridos na operação e manutenção da tecnologia.

Palavras-chave: lagoa de alta taxa, fotobiorreator coluna de bolhas, microalgas.

Abstract

This study evaluated the cultivation of microalgae in high rate ponds and bubble column photobioreactor with the use of the effluent from the meat processing industry, previously treated at primary level. *Chlorella vulgaris* was the dominant species of phytoplankton during OPR1 and OPR2 with the high rate pond and *Scenedesmus acutus* was the dominant species in OPR3 with the high rate pond and all operations with the bubble column photobioreactor. The different cultivation system influenced in total biomass yield, which on average was $50 \text{ mg.L}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ and $188.3 \text{ mg.L}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ with high rate pond and bubble column photobioreactor, respectively. In the production of algal biomass, the average values were $0.43 \text{ mg.L}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ in the high rate pond and $2.1 \text{ mg.L}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ in bubble column photobioreactor. The high rate pond removal efficiencies were found 40.5% of ammonia nitrogen, 34.8% soluble chemical oxygen demand and 74% soluble phosphorus. In bubble column photobioreactor, ammonia nitrogen, soluble chemical oxygen demand and soluble phosphorus removals were 100%, 47% and 76%, respectively. The energy performance of each system

was evaluated in terms of specific biomass productivity and the net energy ratio. The high rate pond had slightly better performance, particularly in the production of energy input. The choice between one or other system depends on the purpose of use of biomass. However, when it comes to using wastewater for cultivation of microalgae, the choice of high rate pond becomes more consistent, since it has lower operational and maintenance costs

Keywords: high rate pond, photobioreactor bubble column, microalgae.

6.1. Introdução

É crescente o investimento em pesquisas que visam a otimização da produção de microalgas, bem como a sua aplicação, buscando a fixação de dióxido de carbono e obtenção de energia da biomassa. O maior destaque é a utilização da biomassa de microalgas para a produção de biocombustíveis. Dentre as inúmeras vantagens do uso de microalgas como matéria-prima para a produção de biocombustíveis destacam-se o rápido crescimento e acúmulo de lipídios (Chisti, 2007); a capacidade de produção ao longo de todo o ano (Schenk *et al.*, 2008); a possibilidade de serem cultivadas em efluentes municipais (Wang *et al.*, 2010), agroindustriais (Woertz *et al.*, 2009) e até mesmo industriais (Cheirsilp *et al.*, 2011), resultando em economia de insumos como água e nutrientes (N e P) e contribuindo com a depuração do efluente.

O tipo de sistema utilizado para o cultivo de microalgas depende da necessidade do organismo que será cultivado e a natureza do produto que será colhido. Estes incluem sistemas abertos (como a lagoa de alta taxa – LAT) ou sistemas fechados (fotobiorreator - FBR). As LATs representam uma tecnologia extensivamente avaliada e até certo ponto consolidada, apresentando menor consumo de energia e custo operacional quando comparadas com os FBRs. Alternativamente, os FBRs, que foram construídos com maior variedade de configurações, possuem maior produtividade de biomassa em relação às LATs, devido ao maior controle das condições de cultivo (iluminação, pH e mistura) (Ozkan *et al.*, 2012), o que resulta em economia de área e dos custos associados à coleta da biomassa. Entretanto, a otimização da produção de microalgas com os FBR gera o aumento do consumo energético associado principalmente à mistura do meio de cultivo, restringindo ainda mais a sua aplicação em escala real (Sierra *et al.*, 2008).

Por exemplo, os FBRs coluna de bolha consomem até 40 W/m³ (Sánchez Mirón *et al.*, 1999) contra 3,72 W/m³ das LATs. No entanto, juntamente com os reatores *airlift* são de fácil ampliação de escala e dentre os outros tipos de FBR são de baixo consumo energético (Mata *et al.*, 2010), características imprescindíveis para o tratamento de elevados volumes de efluentes e produção intensiva de biomassa algal.

Um dos maiores contribuintes para o alto custo com a produção de microalgas nesses reatores são os meios de cultivo. Assim, como forma de minimizar os custos, a utilização de efluentes domésticos, agrícola ou industriais tem aumentado. As atividades agropecuárias e de processamento de produtos agropecuários geram grande quantidade de resíduos sólidos e efluentes, cuja composição é função, principalmente, do tipo e quantidade de matéria-prima processada e das técnicas empregadas no processamento (Verheijen, 1996). Dentre as diversas possibilidades de uso de efluentes para o cultivo de microalgas, destacam-se os advindos do processamento de carnes, devido à elevada quantidade produzida mundialmente e ao seu potencial de aproveitamento. Além disso, de acordo com Jacobsen *et al.* (2013), a utilização de efluentes alimentícios, ao invés de municipais ou industriais para o cultivo de microalgas, tem como vantagem a menor concentração de compostos tóxicos, constituindo um meio de cultivo menos limitante ao crescimento algal. Ainda assim, poucos trabalhos como os de Rodrigues *et al.* (2014) e Lu *et al.* (2015) avaliaram o cultivo de microalgas nesse tipo de efluente.

Frente ao que foi discutido, o presente estudo avaliou a produção de microalgas em dois sistemas - uma LAT e um fotobiorreator coluna de bolhas – utilizando efluente da indústria de carnes como meio de cultivo. Foram monitoradas as condições ambientais, as variáveis físicas e químicas de qualidade da água e a produção de biomassa total e algal. Ao final das operações, a biomassa foi quantificada em termos de composição fitoplanctônica. O desempenho energético foi avaliado em termos da produtividade específica de biomassa (PB/EC, mg/kJ) e pela razão energética líquida (Net Energy Ratio, NER), dando informações sobre o potencial de aplicação de cada sistema para a produção de biocombustíveis.

6.2. Materiais e Métodos

6.2.1. Unidades experimentais

Os experimentos foram realizados na área externa do Laboratório de Engenharia Sanitária e Ambiental (LESA) no campus da Universidade Federal de Viçosa (UFV), em Viçosa, Minas Gerais (20°45'14''S, 42°52'54''W).

6.2.1.1. Lagoa de Alta Taxa

A LAT possui 1,28 m de largura, 2,86 m de comprimento, 0,5 m de profundidade e 3,3 m² de área superficial, sendo 0,3 m de profundidade útil e 1 m³ de volume útil. É constituída de fibra de vidro, com pedais em PVC, com duas lâminas. Os pedais foram movimentados por motor elétrico de 1cv com o intuito de manter o fluxo nas unidades. A rotação foi reduzida por um redutor acoplado ao motor e controlada por um inversor de frequência (marca WEG série CFW-10), que proporcionou uma velocidade de aproximadamente 0,10 a 0,15 m.s⁻¹ para o necessário revolvimento do meio líquido. Valores semelhantes a esses foram adotados em diferentes pesquisas com LAT (Picot *et al.*, 1991; Park *et al.*, 2011). Na Figura 6.1 está apresentado o esquema da LAT que foi utilizada nesse estudo.

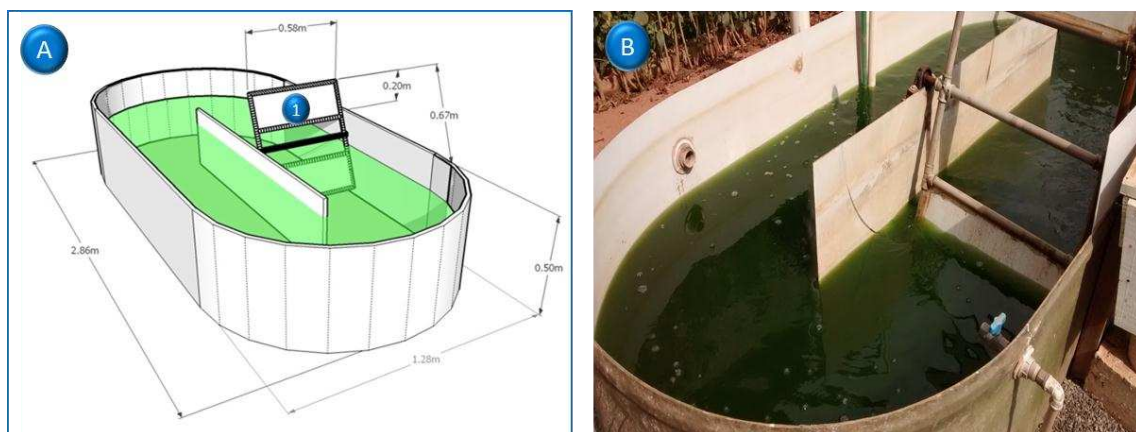


Figura 6.1. (a) Ilustração da LAT utilizada com dimensões, (1) pás giratórias; (b) lagoa de alta taxa utilizada no estudo.

Durante todas as operações o suplemento de CO₂ foi controlado a partir da variação do pH na unidade. Foi adicionado CO₂ sintético em cilindro de gás com 99% de pureza por coluna de carbonatação acoplada à LAT. A coluna utilizada foi feita em PVC e construída de acordo com Putt *et al.*, (2011), apresentando 0,10 m de diâmetro e 2,20 m de altura. O fluxo de gás foi de 1

L.min⁻¹, controlado por medidores de fluxo com capacidade de 0 a 15 L.min⁻¹ e uma bomba de aquário (Atman, AT304) foi usada para promover a recirculação do efluente através da coluna de carbonatação, sendo o fluxo de recirculação de 4 L.min⁻¹.

O meio de cultivo utilizado pelas LATs foi coletado da estação de tratamento de esgoto instalada em uma indústria de carnes, após o tratamento primário (flotador). Foi adicionado a esse meio de cultivo 4% (v/v) de inóculo desse mesmo efluente, mas que, além do tratamento primário, passou por um tratamento secundário (lodos ativados) e terciário (lagoas de alta taxa).

6.2.1.2. Fotobiorreator

Conforme Tango (2015), o FBR coluna de bolha, foi composto por três tubos de acrílico independentes, todos com fundo em formato de meia esfera, e mesmas dimensões, sendo o diâmetro de 15 cm, diâmetro interno de 14,4 cm, 3 mm de espessura de parede e 15 litros de volume útil em cada tubo. Os tubos foram dispostos paralelamente em um suporte de madeira na posição vertical, de forma a melhor aproveitar a iluminação solar durante todo o dia.

A mistura do meio de cultivo foi realizada em período integral, através do borbulhamento de ar (10 L min⁻¹) enriquecido com CO₂ (6,5%, v/v). O ar para a realização da mistura foi fornecido por um compressor de ar diafragmático, cuja potência era de 0,25 kW, e conduzido para cada tubo de acrílico através de mangueira pneumática seguida de tubo de PVC conectado a dispersor de pedra porosa cilíndrica (As-001 de 22 mm de comprimento e 12 mm de diâmetro). Para o controle dos fluxos, foram instaladas válvulas e fluxômetros de precisão 0 a 15 L.min⁻¹. Os principais componentes do sistema estão apresentados na Figura 6.2A, e as dimensões dos tubos de acrílicos que foram usados são mostrados na Figura 6.2B.

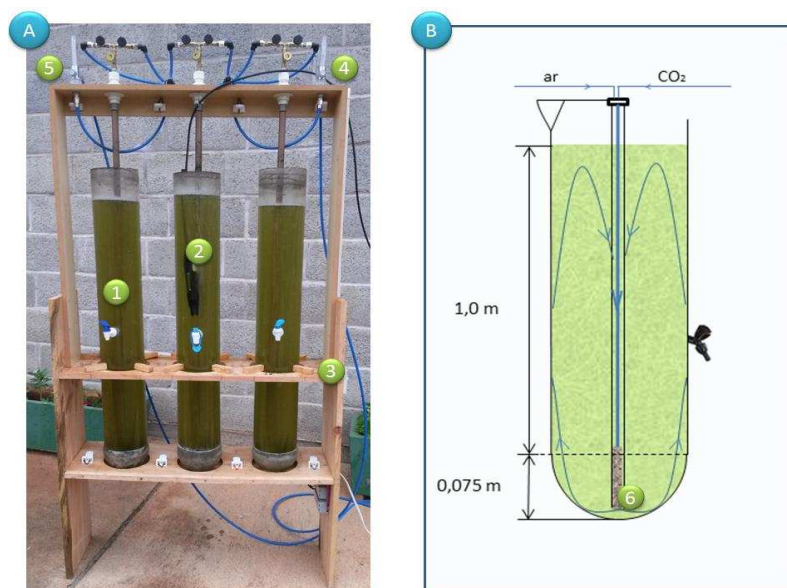


Figura 6.2. (a) FBR coluna de bolhas. A numeração indica as partes constituintes: (1) tubo de acrílico; (2) sensor de pH; (3) estrutura de madeira para suporte; (4 e 5) fluxômetros; (b) (6) destaque para o dispersor e dimensões de cada tubo.

O suplemento de CO_2 foi controlado a partir da variação do pH na unidade, que foi mantido entre 6 e 8. Para tal sistema automatizado, foi utilizada uma sonda para medição em tempo real de pH e temperatura (controlador sc200 da marca HACH e sensor analógico de pH diferencial para efluentes), com sistema de emissão de sinal elétrico compatível com válvula solenoide (Jefferson, 2016BV221) para controle da adição de CO_2 .

O FBR foi ainda caracterizado em termos de suas características hidrodinâmicas. Apresentou para as mesmas condições de operação (vazão de ar = 10 L min^{-1} e volume de líquido de 15L), as seguintes características: i) tempo de mistura ($t_{m95\%}$) de $180 \pm 54 \text{ s}$, correspondente ao tempo necessário para atingir $\pm 5\%$ da concentração de H^+ no estado de mistura completa; ii) coeficiente volumétrico de transferência de oxigênio ($k_L a$) de $0,00257 \text{ s}^{-1}$.

O meio de cultivo utilizado no FBR foi o mesmo utilizado na LAT. Foi adicionado ao meio de cultivo 10% (v/v) de inóculo coletado de lagoa de alta taxa, precedida de reator UASB e aplicada ao tratamento de efluente doméstico.

6.2.2. Operação e monitoramento

A LAT e o FBR foram monitorados durante três operações em batelada. As operações com a LAT ocorreram em maio (OPR1), agosto (OPR2) e outubro (OPR3) de 2015. Já as operações com o FBR ocorreram em setembro (OPR1) outubro (OPR2) e novembro (OPR3) de 2014. As operações aconteceram em batelada com o intuito de modelar o crescimento das microalgas, assim como o comportamento de diversas variáveis de qualidade da água, em função do tempo. Cada operação foi interrompida quando o crescimento algal atingiu a fase de decaimento, monitorada diariamente através da variável clorofila-*a*.

Na LAT, as variáveis oxigênio dissolvido (OD), temperatura e pH, foram medidas em campo, através de sonda da marca Hach, modelo HQ40d (Luminescent Dissolved Oxygen para oxigênio dissolvido) em três horários distintos ao longo do dia: às 8hs, às 12hs e às 17hs. Já para o FBR, segundo Tango (2015), essas mesmas variáveis, foram medidas de forma automatizada por sonda para medição em tempo real de pH e temperatura (controlador sc200 da marca HACH e sensor analógico de pH diferencial para efluentes), exceto a variável OD que foi monitorada conforme descrita para a LAT. Em ambos os sistemas de cultivo a radiação fotossinteticamente ativa (PAR) foram mensuradas através do radiômetro LI-COR - LI-193 Underwater Spherical Quantum Sensor às 12hs.

Para as demais variáveis físicas, químicas e biológicas foram realizadas uma coleta por dia na LAT às 17hs. No FBR foi realizada a coleta de forma composta diariamente às 17:30 horas. Para tanto, amostras simples de 300 mL coletadas de cada tubo foram misturadas em um recipiente maior e a amostra composta foi então acondicionada para análises.

As análises físicas e químicas para ambos os sistemas de cultivo seguiram essencialmente as disposições do Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2012): demanda química de oxigênio total (DQOt) (5220–DQO D), demanda química de oxigênio solúvel (DQOs) (5220–DQOs D – amostra filtrada a 0,45 µm), nitrato (N-NO₃⁻) (4500–N-NO₃⁻ E), nitrogênio amoniacal (N-NH₄⁺) (4500–NH₃ C), nitrogênio total kjeldahl (N-NTK) (4500–Norg C), sólidos suspensos totais (SST) (2540–SST

D), fósforo total (Pt) (4500–FT D) e fósforo solúvel (PS) (4500–FS D – amostra filtrada a 0.45 µm). O N-Norg foi determinado por diferença entre o N-NTK e N-NH₄⁺. As formas de carbono total dissolvido (CT) e carbono orgânico dissolvido (COD) foram determinadas pelo equipamento TOC 5000 Shimadzu.

6.2.3. Caracterização da biomassa e da comunidade fitoplanctônica

6.2.3.1. Quantificação da biomassa

Para ambos os sistemas de cultivo a quantificação da biomassa foi realizada por meio de dois parâmetros: sólidos suspensos voláteis (SSV) e clorofila-*a*. O parâmetro SSV significa a quantidade de biomassa total (algal, bactérias e outros) produzida em cada sistema de cultivo no final da batelada, já o parâmetro clorofila-*a* exprime somente a quantidade de biomassa algal produzida em cada unidade. A determinação do teor de SSV (2540–SSV E) foi realizada de acordo com APHA (2012).

A determinação da produtividade da biomassa algal foi feita com base na análise de clorofila-*a*. Para a determinação da concentração de clorofila-*a*, as amostras foram filtradas em membranas de microfibras de vidro, sendo a extração feita com etanol 80%. A análise dos extratos foi feita por espectrofotometria, segundo a metodologia descrita em APHA (2012), na faixa de 665 nm e 750 nm. Para a determinação da clorofila-*a* foram utilizadas as fórmulas descritas em Nush (1980) e modificadas segundo a norma holandesa (NERDERLANDS NORM, 1981).

6.2.3.2. Comunidade Fitoplânctônica

A comunidade fitoplanctônica também foi avaliada ao final de cada operação. Para ambos os sistemas de cultivo foram coletadas amostras de 200 mL dos inóculos e do meio de cultivo e armazenadas em frascos âmbar. As amostras foram destinadas às análises quantitativas e qualitativas da comunidade fitoplanctônica (Uthermöhl, 1958; Parra *et al.*, 1982; Komarek and Fott, 1983).

6.2.4. Análise da eficiência energética

O desempenho energético dos sistemas operados (LAT e FBR) foi avaliado em termos da produtividade específica de biomassa, PB/EC (mg.kJ⁻¹), definida como a produtividade de biomassa (PB, mg.L⁻¹.d⁻¹) por *input*

energético (EC, $\text{kJ.L}^{-1}.\text{d}^{-1}$) (Ketheesan and Nirmalakhandan, 2012; Pegallapati *et al.*, 2013) e pela razão energética líquida (Net Energy Ratio, NER), que relaciona a energia total produzida e a energia total consumida pelo sistema, de acordo com a Equação 1, amplamente utilizada em outras pesquisas (Jorquera *et al.*, 2010; Feng *et al.*, 2011; Ozkan *et al.*, 2012; Zhu *et al.*, 2014).

$$NER = \frac{\sum \text{Energia produzida}}{\sum \text{Energia consumida}} \quad \text{Equação 1}$$

A energia produzida pode ser aferida em termos do conteúdo energético total da biomassa. Como a operação dos sistemas foi realizada outdoor, considerou-se o consumo energético advindo da agitação do meio de cultivo, tanto para a LAT (motor para rotação da pá) como para o FBR (compressor de ar diafragmático para injeção de ar e mistura).

6.2.4.1. Quantificação do consumo energético

O consumo energético em cada operação (C_{OP} , kWh.dia^{-1}) foi determinado de acordo com a Equação 2:

$$C_{OP} = \frac{24 \times P_t}{1000} \quad \text{Equação 2}$$

Em que, P_t é a potência em W e T é a duração da operação, em dias.

Considerando a realização de 3 operações por mês, no caso do FBR e de operação contínua para as LATs o consumo energético anual (C_T , kJ.ano^{-1}) pode ser determinado como demonstra a Equação 3:

$$C_T = C_{OP} \times \text{dias de operação no ano} \times 3600 \quad \text{Equação 3}$$

6.2.4.2. Quantificação da energia produzida pela biomassa total

A produção anual de energia a partir da biomassa (E_B , kJ.ano^{-1}) foi determinada a partir da produção anual de biomassa e considerando, assim como Jorquera *et al.* (2010), que 100 toneladas de biomassa fornecem aproximadamente 3155,30 GJ de energia, de acordo com a Equação 4:

$$E_B = \frac{P_{B, \text{anual}} \times 3155,4 \times 1000000}{100000} \quad \text{Equação 4}$$

Em que, $P_{B, \text{anual}}$ é a produção anual de biomassa (kg.ano^{-1}).

6.3. Resultados e Discussão

6.3.1. Caracterização do meio de cultivo e das condições ambientais.

A Tabela 6.1 apresenta o resultado das variáveis físicas e químicas do efluente utilizado como meio de cultivo de microalgas nos sistemas de cultivos, LAT e FBR.

Tabela 6.1. Caracterização do efluente utilizado como meio de cultivo em ambos os sistemas de cultivo.

Variáveis	OPERAÇÕES					
	OPR1 (FBR)*	OPR2 (FBR)*	OPR3 (FBR)*	OPR1 (LAT)	OPR2 (LAT)	OPR3 (LAT)
Temperatura °C	29	28,9	26,2	19,7	16,2	22,2
pH	5,2	5,6	6,5	6,7	6,4	4,3
OD (mg.L ⁻¹)	3,3	2,7	2,2	0,4	0,24	2,6
SST (mg.L ⁻¹)	588,3	381,3	668,3	457,5	680	632,5
SSV (mg.L ⁻¹)	560,3	333,8	588,3	422,5	622,5	587,5
NTK (mg.L ⁻¹)	106,5	96,6	48,5	47,5	70,5	40
N-NH ₄ ⁺ (mg.L ⁻¹)	22,8	23,1	3,7	11,8	29,1	20,5
N-NO ₃ ⁻ (mg.L ⁻¹)	6,1	2,4	1,2	5,1	0,8	1,4
Norg (mg.L ⁻¹)	83,7	73,5	44,9	41,6	41,4	19,5
DQOt (mg.L ⁻¹)	346	347,1	350,9	1127,1	1591,8	2125
DQOs (mg.L ⁻¹)	345,4	342,2	274,6	307,7	541,4	615,5
COD (mg.L ⁻¹)	236,6	125,8	170	98,6	189,4	179,3
Pt (mg.L ⁻¹)	8,8	2,5	12	2,7	5	7,0
Ps (mg.L ⁻¹)	6	1,6	5,5	0,6	2,5	4,6
Relação N/P	4,8	16,1	0,9	79,2	28,2	8,7

(*) Dados reportados por Tango (2015).

De acordo com a Tabela 6.1 as OPR1 (LAT), OPR2 (LAT) e OPR2 (FBR) apresentaram relação N:P relativamente elevada, principalmente pela limitação de fósforo no meio. Estudos sugerem que a relação ótima de N:P para o crescimento de algas em água doce seja entre 6,8 e 10 (Darley, 1982; Reynolds, 1984 e Martin *et al.*, 1985). Apenas a OPR3 (LAT) apresentou a relação nessa faixa. Na OPR3 (FBR) verificou-se a razão mais baixa, quando comparada com as outras operações.

Em relação à matéria orgânica, a DQOt inicial variou de 346 OPR1 (FBR) a 2125 mg.L⁻¹ OPR3 (LAT), valores muito inferiores aos citados por Li *et al.* (2013), que utilizaram um efluente composto por carcaças de animais previamente digerido anaerobiamente (78.300 mg.L⁻¹). O COD e a DQOs representaram a fração solúvel da matéria orgânica, apresentando valores que variaram de 98,6 OPR1 (LAT) a 236,6 mg.L⁻¹ OPR1 (FBR) e de 274,6 OPR3 (FBR) a 625,5 mg.L⁻¹ OPR3 (LAT), respectivamente.

O fósforo e o nitrogênio são considerados nutrientes essenciais ao crescimento das microalgas. As concentrações de Ps variaram de 0,6 mg.L⁻¹ a 4,6 mg.L⁻¹ nas operações com a LAT. Segundo Tango (2015), as concentrações de fósforo solúvel variaram de 1,6 mg.L⁻¹ a 6 mg.L⁻¹. Em relação ao nitrogênio, a maior parte do NTK presente no meio de cultivo, correspondeu à fração orgânica (Norg). Nas operações com a LAT essa fração foi em média 65,1%, nas operações com o FBR, de acordo com Tango (2015), foi em torno de 82,4%. O nitrogênio amoniacal é considerado a forma preferida de assimilação pelas microalgas. A concentração N-NH₄⁺ foi em média 16,5 mg.L⁻¹ e 20,5 mg.L⁻¹, no FBR e na LAT, respectivamente.

A presença de sólidos suspensos pode influenciar diretamente na radiação real disponível para a biomassa, as concentrações SST foram de 546,0 mg.L⁻¹ e 590 mg.L⁻¹, no FBR e na LAT, respectivamente. Já as de SSV foram em média 494 mg.L⁻¹ no FBR e 544,2 mg.L⁻¹ na LAT.

Nas Figuras 6.3 e 6.4 apresenta-se o comportamento da temperatura do efluente nos horários de 8, 12 e 17hrs, durante as operações com os sistemas de cultivo, FBR e LAT, respectivamente.

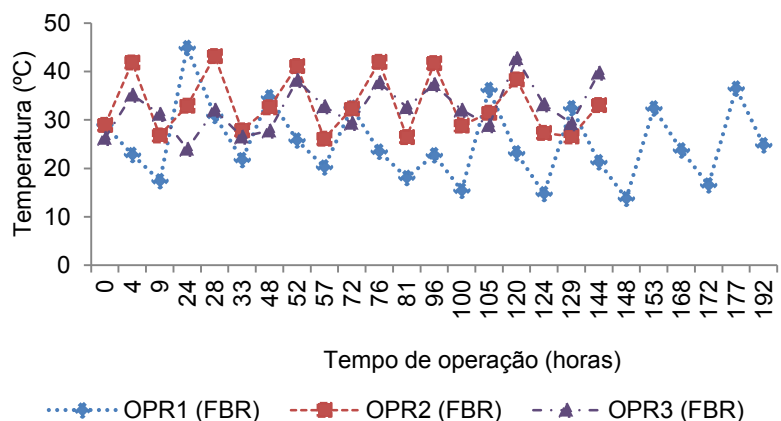


Figura 6.3. Comportamento diurno da temperatura do efluente durante as operações com o FBR.

Fonte: Adaptado de Tango (2015).

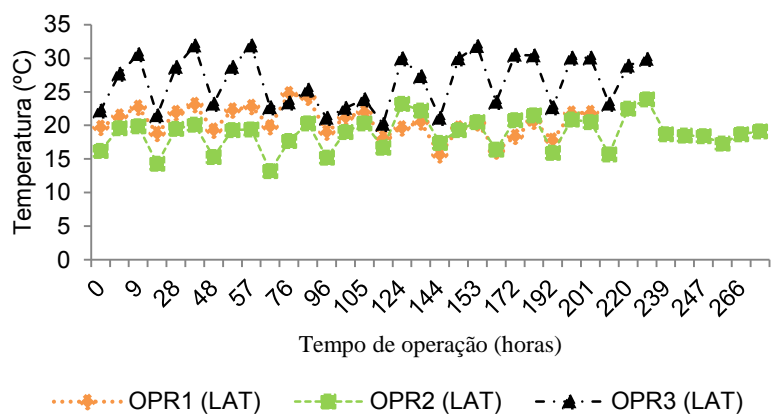


Figura 6.4. Comportamento diurno da temperatura do efluente durante as operações com a LAT.

Na Figura 6.5 estão apresentados os valores de PAR medidos às 12 horas durante as operações.

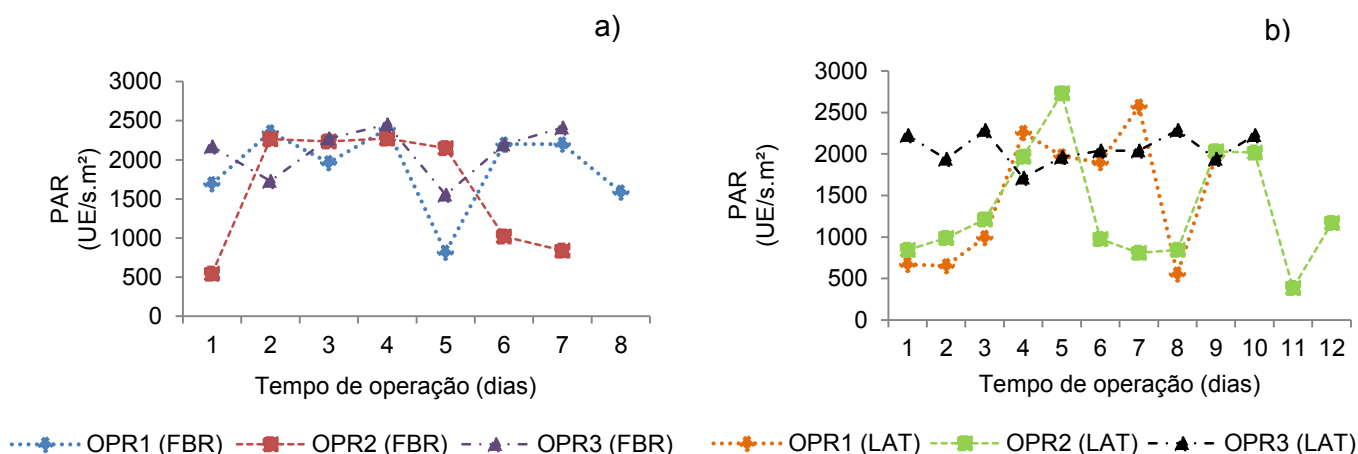


Figura 6.5. (a) Comportamento da PAR medida às 12 horas durante as operações, adaptado de Tango (2015), (b) Comportamento da PAR medida às 12 horas durante as operações com a LAT.

Na OPR1 (LAT) a temperatura apresentou valores em torno de 20,5 (2,2), na OPR2 (LAT) 18,8 (2,5), na OPR3 (LAT) 26,5 (3,9). Durante as operações com o FBR, Tango (2015), apresentou os seguintes valores, na OPR1 (FBR) 24,2 (8,4), na OPR2 (FBR) 26,9 (7,9) e na OPR3 (FBR) 28,5 (6,2).

A disponibilidade de luz é um dos fatores limitantes para o crescimento das microalgas. Todas as operações com o FBR aconteceram durante a primavera, apresentando assim valores de PAR semelhantes, e mais elevados. Com a LAT, a OPR1 aconteceu durante o outono, a OPR2 durante o inverno e a OPR3 durante a primavera. Os maiores valores de PAR foram observados durante a OPR3. As OPR1 (LAT) e OPR2 (LAT) não apresentaram grandes diferenças, por se tratar de estações que no Brasil, apresentam temperaturas próximas.

Os valores máximos de temperatura foram maiores para o FBR. Por mais que o período avaliado entre os sistemas de cultivo tenha sido diferente, esse fato demonstra uma fragilidade dos FBRs que é o demasiado aumento da temperatura no seu interior, acarretando muitas vezes na inibição do crescimento algal, fato não relatado por Tango, 2015. A solução para isso é a instalação de sistemas de arrefecimento, o que eleva os custos da produção. No caso da LAT, por ser um sistema aberto, no qual há sempre o contato com a temperatura ambiente e possibilita a troca gasosa, esse problema é minimizado.

Na Figura 6.6 apresenta-se o comportamento do pH durante as operações com os sistemas de cultivo.

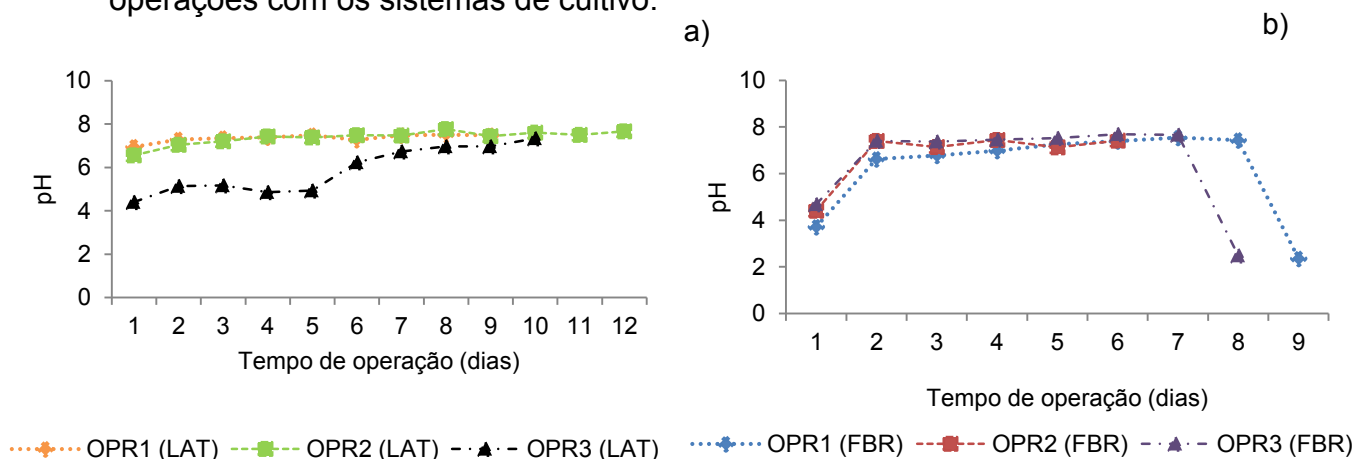


Figura 6.6 (a) Comportamento do pH durante as operações com a LAT. (b) Comportamento do pH durante as operações com o FBR, adaptado de Tango (2015).

As operações com a LAT levaram mais tempo para o aumento do pH quando comparadas com as operações com o FBR. A suplementação de CO_2 no FBR começou logo no início da operação. Essa suplementação é um dos recursos que mais oneram a produção de microalgas, mas também aumenta significativamente a produtividade. No início das operações, percebe-se maior gasto com a suplementação nas operações com o FBR, mas no decorrer do cultivo esse gasto maior no início pode ser compensado pelo menor tempo de duração das bateladas e a maior produtividade apresentada pelo FBR. Devido ao controle do pH por meio da adição de CO_2 os valores máximos não ultrapassaram a 8 em todas as operações, independente do sistema de cultivo.

Na Figura 6.7 apresenta-se o comportamento do OD nos horários 8, 12 e 17hrs, durante as operações em ambos os sistemas de cultivo, FBR e LAT.

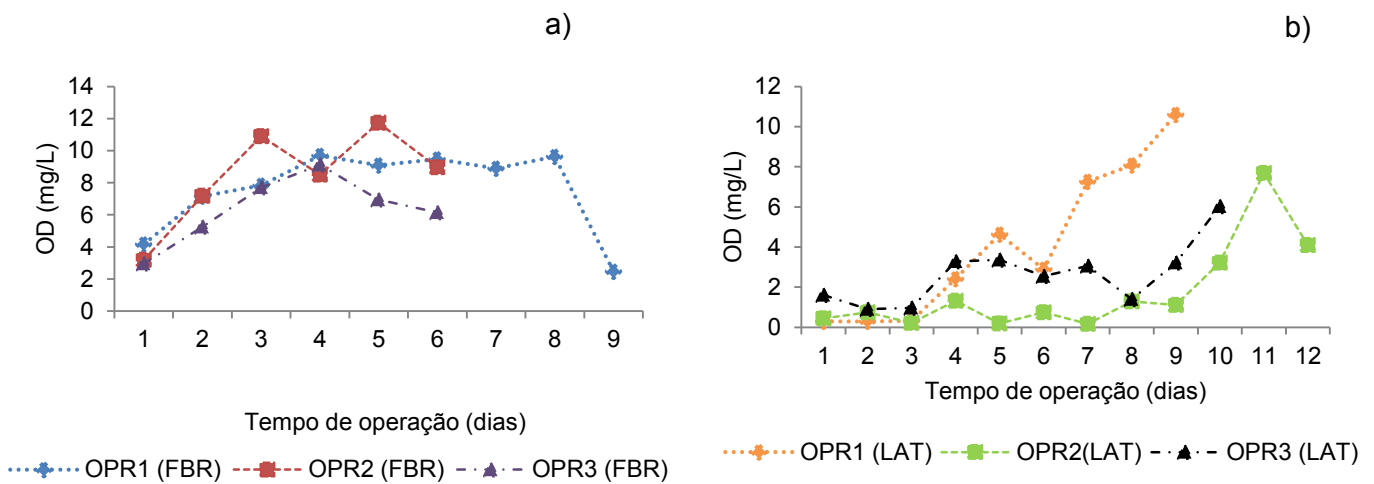


Figura 6.7. (a) Comportamento diurno do OD durante as operações com o FBR, adaptado de Tango (2015), (b) Comportamento diurno do OD durante as operações com a LAT.

Os valores de OD podem estar relacionados com a atividade fotossintética, como também com o revolvimento do efluente provocado, no caso da LAT, pelo movimento das pás e pela passagem do efluente na coluna de carbonatação, quando o pH esteve elevado e no caso do FBR, pelo compressor de ar diafragmático para injeção de ar e mistura.

De acordo com a Figura 6.7, observou-se uma oscilação diária nos valores de OD, sendo que as maiores concentrações foram obtidas nas medições das 12hrs em ambos os sistemas de cultivo devido a maior radiação nesses horários. As concentrações de OD medidas às 8hrs apresentaram valores menores quando comparadas com o ultimo horário medido no dia anterior, por conta da ausência de fotossíntese durante o período noturno e pelo metabolismo heterotrófico dos microrganismos que estavam presentes nos sistemas de cultivo. De forma geral, houve aumento dos valores de OD durante o passar dos dias devido ao aumento da atividade fotossintética das microalgas.

Os valores de OD durante as operações com o FBR foram mais elevadas que as operações com a LAT, talvez isso tenha ocorrido devido a mistura no FBR ter sido realizada através da injeção de ar e na LAT a mistura foi feita apenas pelo movimento das pás. Além disso, houve menor concentração de matéria orgânica a ser degradada. Com isso boa parte do oxigênio dissolvido no meio não foi consumido pelas bactérias, apresentando

altos valores de OD durante as operações e aumento mais rápido do pH, sendo necessária maior suplementação de CO₂.

Durante as operações com a LAT, a relação simbiótica entre algas e bactérias foi nítida. As reduzidas concentrações de OD no meio e o aumento da clorofila-a durante as operações demonstram que boa parte ou a totalidade do oxigênio que era produzido pela fotossíntese das microalgas era consumido pela respiração das bactérias devido à grande quantidade de matéria orgânica que precisava ser degradada. No final das bateladas ocorria o aumento da concentração do OD devido a maior parte da matéria orgânica existente já ter sido degradada. Essa relação também pode ser observada no comportamento do pH na LAT (Figura 6.7), em que devido à grande disponibilidade de carbono no efluente, a adição de CO₂ só foi realizada após alguns dias de operação. Para o FBR devido à injeção de ar comprimido para a mistura do meio de cultivo, essa relação não ficou tão evidente.

6.3.2. Caracterização da biomassa e da comunidade fitoplanctônica

6.3.2.1. Quantificação da biomassa

Na Figura 6.8 e 6.9 estão apresentados os valores da clorofila-a e SSV durante as operações com os sistemas de cultivo, respectivamente.

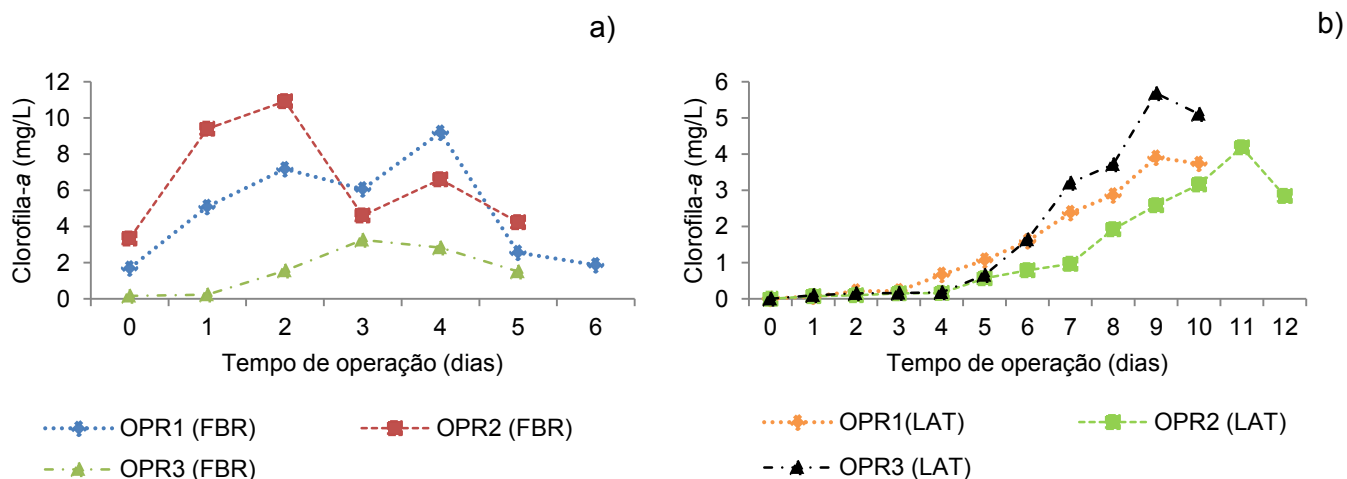


Figura 6.8. (a) Concentrações de clorofila-a durante as operações com o FBR, adaptado de Tango (2015), (b) Concentrações de clorofila-a durante as operações com a LAT.

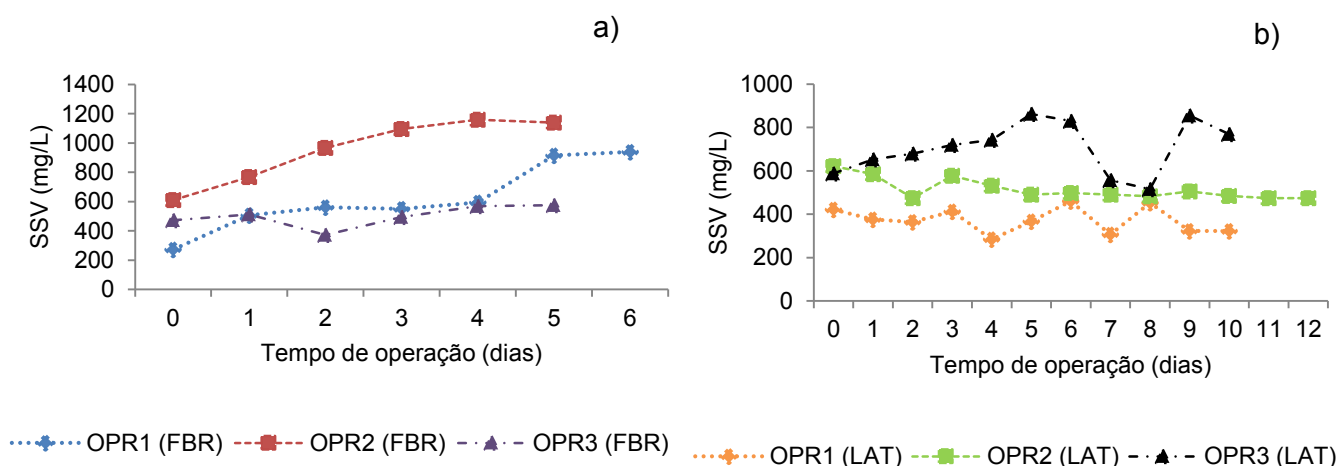


Figura 6.9. (a) Concentrações de SSV durante as operações com o FBR, adaptado de Tango (2015), (b) Concentrações de SSV durante as operações com a LAT.

As concentrações de clorofila-*a* e SSV foram usadas como medida indireta da biomassa algal e biomassa total, respectivamente. As operações com o FBR apresentaram incremento de SSV durante as três operações, esse incremento pode ser justificado principalmente pela produção de microalgas. Nas operações com a LAT, os valores de SSV não se alteraram tanto no final em relação ao início. Isso justifica-se pela mudança que ocorreu no tipo de biomassa presente. No início era biomassa suspensa representada pelas bactérias, matéria orgânica, dentre outras, e com o passar do tempo, foi sendo substituída pela biomassa algal.

Os valores de clorofila-*a* apresentados pelas operações com a LAT demoraram mais tempo para aumentar, do que nas operações com o FBR, além de atingirem valores menores. O maior tempo requerido para o aumento da biomassa algal na LAT, pode ser explicado pelas condições menos adequadas proporcionadas por esse sistema para as microalgas. Na LAT, ao contrário do FBR, o meio de cultivo fica mais exposto às condições ambientais, logo mais sujeito às variações de temperatura, radiação e contaminação. Com isso, a presença de bactérias e outros organismos que competem com as algas por espaço e alimento se faz muito mais intensa, influenciando de forma negativa o crescimento algal. Dito isso, os maiores valores de clorofila-*a* ocorreram no FBR por este ser um sistema com maior controle das condições de cultivo, tornando o seu potencial de produção maior que a LAT. As operações com a LAT atingiram na OPR1 (LAT) $3,9 \text{ mg.L}^{-1}$ (216 horas), na

OPR2 (LAT) 4,2 mg.L⁻¹ (264 horas) e 5,7 mg.L⁻¹ na OPR3 (LAT). Nas operações com o FBR obteve-se 9,2 mg.L⁻¹ (120 horas) na OPR4 (FBR), na OPR5 (FBR) 10,9 mg.L⁻¹ (53 horas) e 3,26 mg.L⁻¹ OPR6 (FBR).

A Figura 6.10 apresenta a relação entre clorofila-a e SSV durante as operações com os sistemas de cultivo.

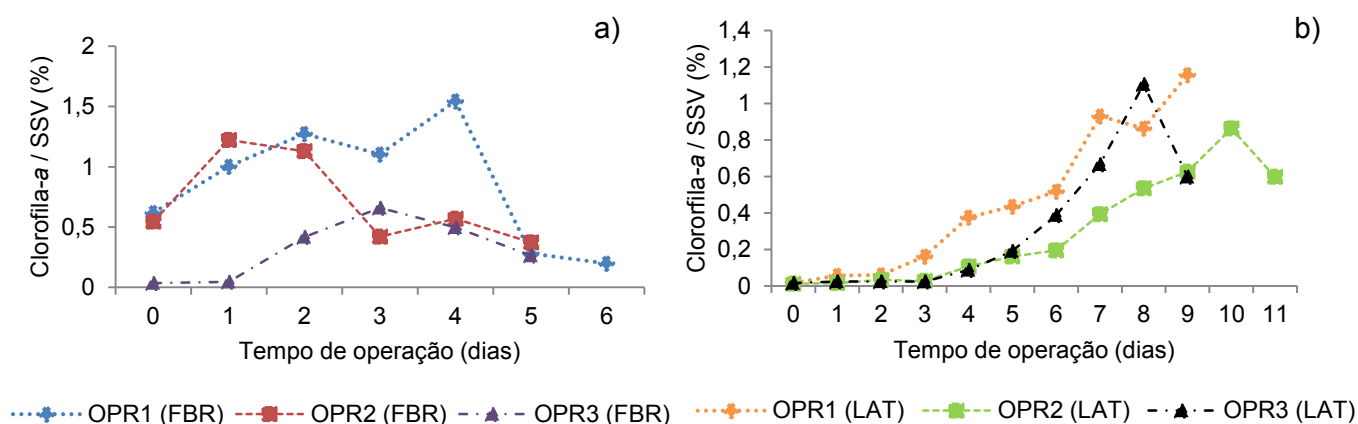


Figura 6.10. (a) Relação entre clorofila-a e SSV para o FBR durante as operações, (b) Relação entre clorofila-a e SSV para a LAT durante as operações.

O valor da razão entre a clorofila-a e SSV pode servir como um indicador simples do estado da cultura algal (Veloso *et al.*, 1991). Valores superiores a 1% indicam que há biomassa algal balanceada e saudável. Valores inferiores a 1% indicam a maior contribuição da biomassa por algas heterotróficas e biomassa não algal, composta por exemplo, por bactérias, protozoários, dentre outros.

Na Figura 6.10 observa-se a proporção de biomassa de algas apresentada na biomassa total durante as operações com o FBR e a LAT. As operações com o FBR não apresentaram uma biomassa algal abundante ao final. A OPR1 (FBR) apresentou valores superiores a 1% na maior parte do tempo durante o cultivo, a OPR2 (FBR) apresentou apenas por um momento valor superior a 1% e a OPR3 (FBR) não apresentou em nenhum momento. Nas operações com a LAT essa relação apresentou um crescimento constante durante o cultivo, diminuindo somente com o final da fase de crescimento exponencial da biomassa algal. Valores superiores a 1% foram atingidos apenas em um momento na OPR1 (LAT) e OPR3 (LAT). No final do cultivo,

nas operações com a LAT as relações variaram de 0,59% (OPR3) a 1,15% (OPR1) e no FBR variaram de 0,20% (OPR1) a 0,37% (OPR2).

De forma geral, ao longo das operações, o FBR proporcionou biomassa mais abundante em algas do que a LAT, no entanto, ao final do cultivo, esse fato foi invertido, com a LAT apresentando maiores concentrações de clorofila-a na biomassa final do que o FBR.

Na Figura 6.11 estão apresentadas as concentrações de biomassa algal e na Figura 6.12 estão apresentadas as concentrações de biomassa total.

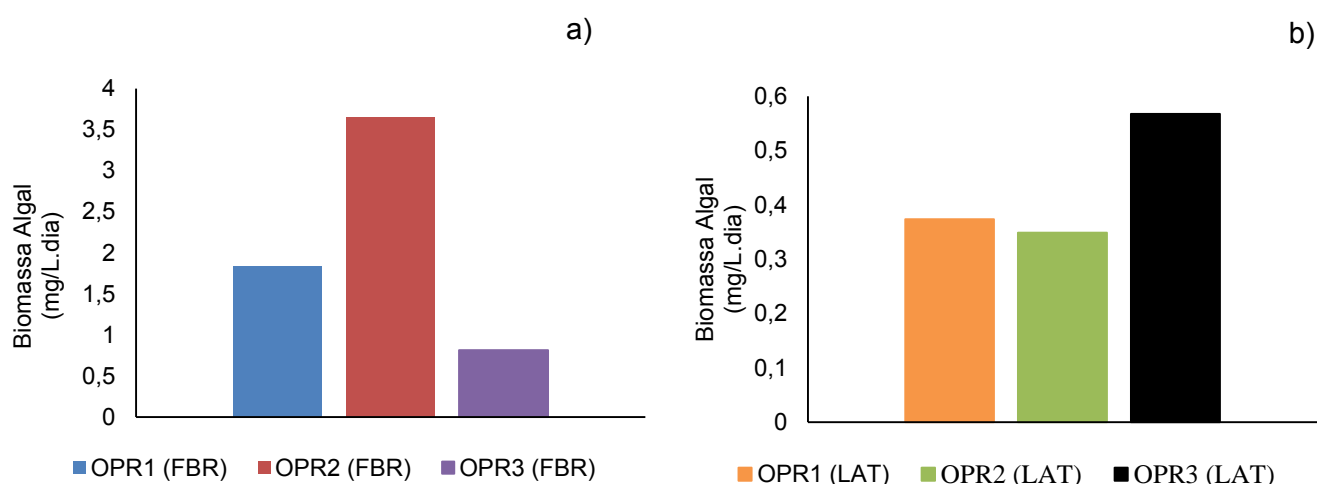


Figura 6.11. (a) Concentrações de biomassa algal durante as operações com o FBR, adaptado de Tango (2015), (b) Concentrações de biomassa algal durante as operações com a LAT.

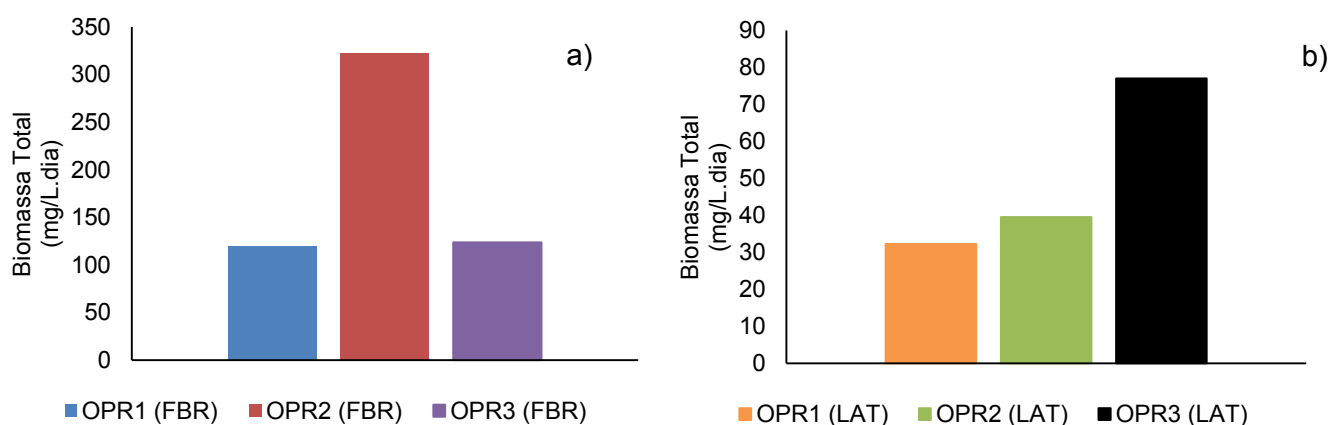


Figura 6.12. (a) Concentrações de biomassa total durante as operações com o FBR, adaptado de Tango (2015), (b) Concentrações de biomassa total durante as operações com a LAT.

Observa-se nas Figuras 6.11 e 6.12 que as operações com a LAT apresentaram menores produtividades de biomassa total e algal que as

produtividades reportadas por Tango (2015). As produtividades de biomassa total apresentaram em média 50 (24) mg.L⁻¹.dia⁻¹ e 188,3 (116) mg.L⁻¹.dia⁻¹ na LAT e no FBR, respectivamente. Já as produtividades de biomassa algal ficaram em torno de 0,43 (0,12) mg.L⁻¹.dia⁻¹ na LAT e 2,1 (1,4) mg.L⁻¹.dia⁻¹ no FBR. Além do FBR apresentar maiores produtividades, o tempo de duração do cultivo é menor.

De forma geral, a produtividade de biomassa algal cultivada em efluentes é baixa, devido, principalmente, ao déficit de nutrientes e a competição com outros organismos por espaço e nutrientes. Chinnassamy *et al.* (2010) obteve produtividade total em torno dos 39 mg.L⁻¹.dia⁻¹ na produção de *Chlorella saccharophila* utilizando como meio de cultivo efluentes da indústria de tapete em lagoas. O valor reportado é inferior aos obtidos nesse estudo com a LAT. Mahapatra *et al.* (2014) relatam produtividade total em torno de 122 mg.L⁻¹.dia⁻¹ em consórcio de microalgas em FBR utilizando o efluente doméstico como meio de cultivo, sendo estes próximos ao encontrados por Tango (2015).

6.3.2.2. Comunidade Fitoplânctonica

O desenvolvimento de microalgas em ambos os sistemas de cultivo estudados pode ter sido influenciado por fatores ambientais, operacionais, composição do meio de cultivo como também pelas características do inóculo, como os organismos dominantes, a densidade, o estágio fisiológico, as condições de cultivo do inóculo bem como o volume de inóculo adicionado ao sistema. Na Tabela 6.2 estão apresentadas as características dos inóculos utilizados nas operações com ambos os sistemas de cultivo.

Tabela 6.2. Características dos inóculos utilizados nas operações com ambos os sistemas de cultivo.

Operações	Organismo	Densidade total (indivíduos.mL ⁻¹)
OPR1 (LAT)	<i>Chlorella vulgaris</i>	2,31E+07
OPR2 (LAT)	<i>Chlorella vulgaris</i>	8,29E+05
OPR3 (LAT)	<i>Scenedesmus acutus</i>	6,63E+06
OPR1 (FBR)*	<i>Scenedesmus sp.</i>	3,5E+06
OPR2 (FBR)*	<i>Scenedesmus sp.</i>	3,5E+06
OPR3 (FBR)*	<i>Scenedesmus sp.</i>	1,20E+06

*Dados reportados por Tango (2015).

Em todos os inóculos utilizados nas operações com o FBR, o gênero *Scenedesmus sp.* foi identificado como a espécie dominante. Nas operações com a LAT, houve dominância da espécie *Chlorella vulgaris* nas OPR1 (LAT) e OPR2 (LAT), já na OPR3 (LAT) foi *Scenedesmus acutus*.

Na Tabela 6.3 estão apresentadas as características da comunidade fitoplanctônica presente na biomassa produzida nas operações com ambos os sistemas de cultivo.

Tabela 6.3. Características da comunidade fitoplanctônica da biomassa produzida nas operações.

Operações	Organismo	Densidade total (indivíduos.mL ⁻¹)
OPR1 (LAT)	<i>Chlorella vulgaris</i>	1,60E+06
OPR2 (LAT)	<i>Chlorella vulgaris</i>	9,00E+05
OPR3 (LAT)	<i>Scenedesmus acutus</i>	3,17E+06
OPR1 (FBR)*	<i>Scenedesmus sp.</i>	-
OPR2 (FBR)*	-	-
OPR3 (FBR)*	<i>Scenedesmus sp.</i>	2,10E+06

*Dados reportados por Tango (2015).

De acordo com Tango (2015), durante a OPR4 (FBR) e OPR5 (FBR) houve elevada densidade de bactérias e leveduras, o que dificultou a análise fitoplanctônica e impossibilitou a contagem do gênero dominante. As densidades totais variaram de $9,00 \times 10^5$ na OPR2 (LAT) a $3,17 \times 10^6$ na OPR3 (LAT). Todas as operações apresentaram, na biomassa produzida, a mesma espécie dominante do seu inóculo, confirmando assim a grande influência do mesmo sobre as microalgas que irão se desenvolver no meio de cultivo. Os gêneros *Scenedesmus* e *Chlorella* encontrados no presente estudo, apresentam preferência por ambientes ricos em nutrientes, com alta intensidade luminosa, pois são capazes de suportar elevada carga orgânica, além de possuírem alta taxa de crescimento e respiratória, se sobressaindo dos demais e sendo comumente encontrados em cultivos que utilizam águas residuárias.

A dominância do gênero *Chlorella* na LAT pode ser explicada pela preferência por ambientes rasos. E já o gênero *Scenedesmus* no FBR por ocorrer em ambientes ou períodos de mistura. Woertz *et al.* (2009) em estudo utilizando efluentes de laticínios e águas residuárias municipais apresentou o *Scenedesmus* e a *Chlorella* como gênero predominante, respectivamente.

6.3.3. Remoção de poluentes

Na Tabela 6.4 estão apresentadas as características dos efluentes coletados no final de cada operação.

Tabela 6.4. Caracterização dos efluentes coletados no final de cada operação.

Variáveis	OPR1 (FBR)*		OPR2 (FBR)*		OPR3 (FBR)*		OPR1 (LAT)		OPR2 (LAT)		OPR3 (LAT)	
	Concentração final (mg.L ⁻¹)	Eficiência de remoção (%)	Concentração final (mg.L ⁻¹)	Eficiência de remoção (%)	Concentração final (mg.L ⁻¹)	Eficiência de remoção (%)	Concentração final (mg.L ⁻¹)	Eficiência de remoção (%)	Concentração final (mg.L ⁻¹)	Eficiência de remoção (%)	Concentração final (mg.L ⁻¹)	Eficiência de remoção (%)
N-NH₄⁺ (mg.L⁻¹)	0	100	0	100	0	100	7,1	40	22,7	22	8,3	59,5
N-NO₃⁻ (mg.L⁻¹)	2,2	63,9	2,6	-8,3	1,2	0	2,2	56,9	0,8	0	2,2	0
DQOt (mg.L⁻¹)	551,6	74	158	54,3	321	8,5	801,2	28,9	1205	40,4	551,6	74
DQOs (mg.L⁻¹)	155,8	54,9	156,6	54,3	190	30,8	161,2	47,6	502,5	7,2	309,4	49,73
CT (mg.L⁻¹)	41,4	77,2	132,1	79,8	177	98,8	22,3	77,9	37,7	80,2	245,3	98,8
COD (mg.L⁻¹)	60,4	74,5	59,6	52,7	66,4	61	19,2	80,5	34,6	81,7	36,9	79,4
Ps (mg.L⁻¹)	0,3	94,7	0	100	3,7	33,1	0,2	67	1,1	56	0	100

(*) Dados reportados por Tango (2015).

Em relação à matéria orgânica, a remoção de DQOt foi em média, 47,8% nas operações com a LAT. Tango (2015), por sua vez, obteve remoções semelhantes, em torno de 46% nas operações com o FBR coluna de bolhas. Sabe-se que a DQOt durante o tratamento pode ser incrementada por conta da produção de microalgas então não é uma variável muito confiável para estimar a remoção da matéria orgânica, dessa forma opta-se pela DQOs. A remoção de DQOs reportada por Tango (2015) foi em média 47%, e a obtida nesse estudo com a LAT foi de 34,8%.

A LAT apresentou em média maior remoção do carbono orgânico total quando comparada com o FBR, com valores em torno de 80,53%. A maior remoção de carbono orgânico na LAT pode ser devido à maior concentração de bactérias heterotróficas que no FBR.

Com o FBR a remoção de amônia foi total, já na LAT, essa remoção não ultrapassou os 59,5%. A remoção da amônia é realizada por três vias, volatilização, assimilação pela biomassa e nitrificação. Como as operações tiveram o pH controlado durante todo o processo, a remoção por meio de volatilização foi praticamente nula, e os resultados apresentados pelo nitrato não foram elevados para afirmar-se que houve a nitrificação. Logo, o principal motivo para a remoção de amônia, durante as operações, foi a assimilação pela biomassa.

Uma vez que FBR apresentou melhor eficiência na produção de biomassa algal, justifica-se seu melhor desempenho na remoção desse nutriente que é a fonte preferida de nitrogênio pelas algas. Com exceção da OPR2 (LAT), as operações com a LAT e as operações reportadas por Tango (2015), apresentaram concentração final de $N-NH_4^+$ abaixo do limite sugerido pela Conama 430/2011.

Por fim, o fósforo solúvel, considerado um dos nutrientes essenciais ao crescimento das microalgas, nas operações com a LAT apresentaram valores de remoção total na OPR1 (LAT). Tango (2015) obteve remoções variadas durante as três operações, com valores em torno dos 97% na OPR1 (FBR) e 100% na OPR2 (FBR), sendo que na OPR3 (FBR) o valor foi de 33,1%. Assim

como ocorrido com o nitrogênio amoniacal, o melhor desempenho do FBR na remoção de fósforo pode ser explicado pelo maior crescimento de biomassa algal, em relação à LAT.

6.3.4. Análise da eficiência da produção de biomassa

A Tabela 6.5 apresenta os resultados da análise energética da produção de biomassa em LAT e em FBR coluna de bolhas.

Tabela 6.5. Análise comparativa da produção de biomassa utilizando o efluente primário como meio de cultivo nos sistemas de cultivos, LAT e FBR.

		OPR1 (LAT)	OPR2 (LAT)	OPR3 (LAT)	OPR1 (FBR)	OPR2 (FBR)	OPR3 (FBR)
Consumo energético	Potência (kW)	0,17	0,17	0,17	0,25	0,25	0,25
	Consumo energético (kWh.dia⁻¹)	4,08	4,08	4,08	6	6	6
	Consumo energético (kWh.ano⁻¹)	1489,2	1489,2	1489,2	1512	1123,2	1123,2
	Consumo energético anual (kJ.ano⁻¹)	5,36E+06	5,36E+06	5,36E+06	5,44E+06	4,04E+06	4,04E+06
	Consumo energético anual (GJ.ano⁻¹)	5,36	5,36	5,36	5,44	4,04	4,04
Energia da biomassa total	Concentração de biomassa (mg.L⁻¹)	323,3	475	855	940	1140	575
	TDH (dias)	10	12	10	7	5,2	5,2
	Produtividade diária de biomassa (mg.L⁻¹.d⁻¹)	32,33	39,6	85,5	134,3	219,23	110,6
	Volume (L)	1000	1000	1000	45	45	45
	Produtividade anual de biomassa total (kg.ano⁻¹)	11,8	14,45	31,21	1,52	1,9	0,93
	Rendimento energético total anual (kJ.ano⁻¹)	3,72 E+05	4,56E+05	9,85E+05	4,8E+04	5,83E+04	2,9E+04
	Rendimento energético total anual (GJ.ano⁻¹)	0,37	0,46	0,98	0,05	0,06	0,03
NER biomassa	6,95E-02	8,5E-02	1,84E-01	8,83E-03	1,44E-02	7,3E-03	
Pb/Ec (mg.kJ⁻¹)	2,20	2,7	5,82	2,8E-01	4,6E-01	2,3E-01	

O FBR apresentou produtividade diária de biomassa maior quando comparada com a LAT, além de maior remoção de nutrientes devido à essa produção. Essa maior produtividade ocorreu, principalmente, devido ao maior controle do meio de cultivo e a proteção à contaminação em relação à LAT, potencializando a sua produtividade. No entanto, em contrapartida à produtividade, o consumo energético do FBR é maior que o da LAT. Com isso o seu desempenho em termos de produção de biomassa por input energético foi menor. O maior valor observado foi na OPR3 (LAT) 5,82 mg.kJ⁻¹ e o menor na OPR3 (FBR) 0,23 mg.kJ⁻¹.

Para a produção de biocombustíveis a partir da biomassa de microalgas em larga escala, o consumo energético do cultivo deve ser minimizado para maximizar a produção líquida de energia. Conforme Zhu *et al.* (2014), para sustentar a produção de energia em um sistema, a NER deve ser > 1, e a mais elevada possível.

Observa-se que nesse estudo nenhuma razão de produção líquida de energia foi superior a 1, indicando que ambos os sistemas apresentaram baixo desempenho energético. O sistema de cultivo em LAT obteve valores de NER maiores que os apresentados pelos FBR.

Semelhante ao que foi encontrado no estudo Joquera *et al.* (2009), em estudo onde comparava o uso de fotobiorreator tubular horizontal e tanques abertos para a produção de biomassa algal, apresentou valores de NER inferiores a 1 no uso do fotobiorreator e valores superiores a 1 no uso de tanques abertos, sendo então considerados energeticamente viáveis para o cultivo com a finalidade de geração de biocombustíveis. Neste estudo não se considerou os custos necessários para a colheita de microalgas e extração de petróleo, o que poderia aumentar significativamente o consumo de energia.

De acordo com Huesemann e Benemann (2009), a utilização da LAT como sistema de cultivo de microalgas para a produção de biocombustíveis é mais favorável quando comparada com o FBR, que além do menor consumo energético, depura-se maior volume de efluente por unidade. É relevante também o menor custo de implantação e monitoramento da LAT. No entanto,

esses valores não se diferiram tanto entre os sistemas, indicando que talvez com pouca interferência, o FBR utilizado poderia concorrer com a LAT e incorporar os benefícios de tratamento de efluente e produção de biomassa algal.

Devido ao baixo desempenho energético de ambos os sistemas, poderia ser mais viável utilizar a biomassa produzida para outra finalidade, como exemplo, fins agrícolas, como biofertilizantes. O gasto em energia seria compensado pela economia com a compra de outros fertilizantes.

Tanto o desempenho energético da LAT quanto o do FBR foram baixos. Verifica-se a necessidade de intervenção nos sistemas produtivos de forma a melhorar esse desempenho. A diminuição no gasto energético, por meio da utilização de equipamentos com menor consumo energético seriam opções para aumentar os valores de NER e P_B/E_C de ambos os sistemas.

6.4. Conclusão

O sistema de cultivo do FBR produziu mais biomassa algal, em comparação com a LAT portanto, obteve melhores eficiências de remoção de nutrientes através da incorporação de nitrogênio e fósforo pela biomassa. Em termos de matéria orgânica, os sistemas apresentaram eficiências semelhantes de remoção de DQOs e a LAT foi superior na remoção de COD. Em termos energéticos ambos os sistemas apresentaram balanço energético desfavorável. A LAT obteve desempenho ligeiramente mais favorável, principalmente na produção de biomassa por input energético.

A escolha entre um ou outro sistema irá depender do objetivo de utilização da biomassa. No entanto, quando se fala em utilização de efluentes para o cultivo de microalgas, a opção pela LAT se faz mais coerente, pelos baixos custos inseridos na operação e manutenção da tecnologia.

6.5. Referências

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 25th ed. APHA-AWWA-WEF, Washington DC, USA. 2012.

- ANJOS, M.; FERNANDES, B. D.; VICENTE, A. A.; TEIXEIRA, J. A.; DRAGONE, G. Optimization of CO₂ bio-mitigation by *Chlorella vulgaris*. **Bioresource Technology**, v. 139, p. 149–154. 2013.
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 430, 13 de Maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA.
- CHEIRSILP, B.; SUWANNARAT, W.; NIYOMDECHA, R. Mixed culture of oleaginous yeast *Rhodotorula glutinis* and microalga *Chlorella vulgaris* for lipid production from industrial wastes and its use as biodiesel feedstock. **New Biotechnology**, v. 28(4), p. 362–8. 2011.
- CHISTI, Y. Biodiesel from microalgae. **Biotechnology Advances**, v. 25, p. 294–306, 2007.
- DARLEY, W. M. Algal biology: A physiological approach. **Basic microbiology**, Oxford: Blackwell, v. 9, p. 168. 1982.
- FENG, Y.; LI, C.; ZHANG, D. Lipid production of *Chlorella vulgaris* cultured in artificial wastewater medium. **Bioresource Technology**, v. 102, p. 101-105, 2011.
- HUESEMANN, M.; BENEMANN, J.R. Biofuels from microalgae: review of products, process and potential, with special focus on *Dunaliella sp.* In: Ben-Amotz, A., Polle, J.E.W., Subba Rao, V.D. (Eds.), *The alga Dunaliella: Biodiversity, Physiology, Genomics and Biotechnology*. Science Publishers, New Hampshire. 2009.
- JACOBSEN, J. V.; BARRERO, J. M.; HUGHES, T.; JULKOWSKA, M.; TAYLOR, J. M.; XU, Q., *et al.* Roles for blue light, jasmonates and nitric oxide in the regulation of dormancy and germination in wheat grain (*Triticum aestivum* L.). **Planta**, v. 238, 121–138. 2013.
- JORQUERA, O.; KIPERSTOK, A.; SALES, E. A.; EMBIRUCU, M.; GHIRARDI, M. L. Comparative energy life-cycle analyses of microalgal biomass production in open ponds and photobioreactors. **Bioresource Technology**, v. 101 (4), p. 1406-1413. 2010.
- KETHEESAN, B.; NIRMALAKHANDAN, N. Feasibility of microalgal cultivation in a pilot-scale airlift-driven raceway reactor. **Bioresource Technology**, v. 108, p. 196–202. 2012.
- KOMAREK, J.; FOTT, B. Das phytoplankton des SüBwassers. Systematik und Biologie. E. Schweizerbartsche Verlagsbuchhandlung. 1041. 1983.
- LI, X.; ZHU, N.; WANG, Y.; LI, P.; WU, P.; WU, J. Animal carcass wastewater treatment and bioelectricity generation in up-flow tubular microbial fuel

- cells: effects of HRT and non-precious metallic catalyst. **Bioresource Technology**, v. 128, p. 454-460, 2013.
- LU, Q.; ZHOU, W.; Min M.; MA, X.; CHANDRA, C.; DOAN, Y. T. T.; MA, Y.; ZHENG, H.; CHENG, S.; GRIFFITH, R.; CHEN, P.; CHEN, C.; URRIOLOA, P. E.; SHURSON, G. C.; GISLERØD, H.R.; RUAN, R. Growing *Chlorella* sp. on meat processing wastewater for nutrient removal and biomass production. **Bioresource Technology**, v. 198, p. 189–197. 2015.
- MAHAPATRA, M. D.; CHANAKYA, H. N.; RAMACHANDRA, T. V. Bioresource technology bioremediation and lipid synthesis through mixotrophic algal consortia in municipal wastewater. **Bioresource Technology**, v. 168, p. 142–150, 2014.
- MARTIN, C.; DE LA NOUE, J.; PICARD, G. Intensive cultivation of freshwater microalgae on aerated pig manure. **Biomass**, v. 7, p. 245–259. 1985.
- MATA, T. M.; MARTINS, A. A.; CAETANO, N. S. Microalgae for biodiesel production and other applications: A review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 14(1), p. 217–232. 2010.
- NEDERLANDS NORM (NEN). NEN 6520. Norma holandesa sobre determinação de clorofila-a pelo método do etanol. Netherlands. 1981.
- NUSH, E. A. Comparison of different methods for chlorophyll and phaeopigment. Arch. **Hydrobiolol. Bech.** Stuttgart, v. 14, p. 14-36. 1980.
- OSWALD, W. J. 1988. "Micro-algae and waste-water treatment." **Microalgal Biotechnology**, p. 305–328.
- OZKAN, A.; KINNEY, K.; KATZ, L.; BERBEROGLU, H. Reduction of water and energy requirement of algae cultivation using an algae biofilm photobioreactor. **Bioresource Technology**, v. 114, p. 542–548, 2012.
- 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 Research**, v. 45, p. 6637-6649. 2011.
- PARRA, O. A.; GONZALEZ, M.; DILLAROSSA, V.; RIVERA, P. E.; ORELLANA, M. Manual taxonomico del fitoplâncton de águas continentales. V – Chlorophyceae Parte I Volvocales, Tetrasporales, Chlorococcales y Ulothricales. Universidad de Concepcion. 1982.
- PEGALLAPATI, A. K.; NIRMALAKHANDAN, N. Internally illuminated photobioreactor for algal cultivation under carbon dioxide-supplementation: Performance evaluation. **Renewable Energy**, v. 56, p. 129-135. 2013.

- PICOT, B.; HALOUANI, H. E.; CASELLAS, C.; MOERSIDIK, S.; BONTOUX, J. Nutrient removal by High Rate Pond System in a Mediterranean Climate (France). **Water Science and Technology**, v. 23, p. 1535-1541. 1991.
- PUTT, R.; SINGH, M.; CHINNASAMY, S.; DAS, K. C. An efficient system for carbonation of high-rate algae pond water to enhance CO₂ mass transfer. **Bioresour. Technol**, v.102, p. 3240–3245. 2011.
- REYNOLDS, C. S. The ecology of freshwater phytoplankton. **Cambridge: Cambridge University Press**, p. 157-191. 1984.
- RODRIGUES, D. B.; FLORES, E. M. M.; BARIN, J. S.; MERCADANTE, A. Z.; JACOB-LOPES, E.; ZEPKA, L. Production of carotenoids from microalgae cultivated using agroindustrial wastes. **Food Research International**, v. 65, p. 144-148, 2014.
- SÁNCHEZ MIRÓN, A.; CONTRERAS GÓMEZ, A.; GARCÍA, F.; MOLINA GRIMA, E.; CHISTI, Y. Comparative evaluation of compact photobioreactors for large-scale monoculture of microalgae. **J Biotechnol**, v. 70, p. 249–70. 1999.
- SCHENK, P.; THOMAS-HALL, S.; STEPHENS, E.; MARX, U.; MUSSGUG, J.; POSTEN, C. Second generation biofuels: high efficiency microalgae for biodiesel production. **BioEnergy Research**, v. 1, p. 20-43. 2008.
- SIERRA, E.; ACIÉN, F. G.; FERNÁNDEZ, J. M.; GARCÍA, J. L.; GONZÁLEZ, C.; MOLINA, E. Characterization of a flat plate photobioreactor for the production of microalgae. **Chemical Engineering Journal**, v. 138, p. 136-147, 2008.
- UTHERMÖL, H. Zur vervollkomnung der quantitativen phytoplankton – methodic mitt. **Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie**, v. 9, p. 1-38. 1958.
- VELOSO, V.; REIS, A.; GOUVEIA, L.; FERNANDES, H. L.; EMPIS, J. A.; NOVAIS, J. M. Lipid Production by *Phaeodactylum tricornutum*. **Bioresour Technol**, v. 38(2-3), p. 115-9. 1991.
- VERHEIJEN, L. A. H. M.; WIERSEMA, D.; HULSHOFF POL, L. W. Management of Waste from Animal Product Processing. **J. De Wit International Agriculture Centre Wageningen**, The Netherlands, January, 1996.
- WANG, L.; MIN, M.; LI, Y.; CHEN, P.; CHEN, Y.; LIU, Y., RUAN, R. Cultivation of green algae *Chlorella* sp. in different wastewaters from municipal wastewater treatment plant. **Applied Biochemistry and Biotechnology**, v. 162(4), p. 1174–1186. 2010.
- WOERTZ, I.; FEFFER, A.; LUNDQUIST, T.; NELSON, Y. Algae grown on dairy and municipal wastewater for simultaneous nutrient removal and lipid

production for biofuel feedstock. **Journal of Environmental Engineering**, v. (11), p. 1115–1122. 2009.

ZHU, L.; HILTUNEN, E.; SHU, Q.; ZHOU, W.; LI, Z.; WANG, Z. Biodiesel production from algae cultivated in winter with artificial wastewater through pH regulation by acetic acid. **Applied Energy**, v. 128, p. 103–110. 2014.

7. CONCLUSÃO GERAL

A utilização de lagoas de alta taxa como tratamento secundário e terciário de efluentes da indústria de carnes proporcionou o crescimento de biomassa algal com eficiente tratamento, apresentando valores de remoção de alguns nutrientes superiores ao sistema de lodos ativados. Sendo necessário, no caso do uso da LAT como tratamento secundário, um pós-tratamento terciário, para o polimento do efluente em termos de remoção da matéria orgânica.

A biomassa algal que foi produzida poderá ser utilizada para diversas finalidades no contexto da agroindústria, como a aplicação no solo como biofertilizante ou como matéria-prima para produção de bicomcombustível. Em relação à utilização do efluente primário e secundário, constatou-se que a produção de biomassa foi maior quando se utilizou o efluente primário como meio de cultivo, devido a maior concentração inicial de nutrientes presentes nesse efluente. Entretanto, por ainda conter quantidades consideráveis de matéria orgânica, a LAT não pode ser considerada como tratamento final do efluente. A utilização do efluente secundário como meio de cultivo propiciou menores produtividades, porém o efluente tratado poderá ser reusado para uso não potáveis, como irrigação, desde que os padrões microbiológicos forem atendidos.

O sistema de cultivo do FBR produziu mais biomassa algal, em comparação com a LAT, portanto, obteve melhores eficiências de remoção de nutrientes através da incorporação de nitrogênio e fósforo pela biomassa. Em termos de matéria orgânica, os sistemas apresentaram eficiências semelhantes de remoção de DQOs e a LAT foi superior na remoção de COD. Em termos energéticos ambos os sistemas apresentaram balanço energético desfavorável.

A LAT obteve desempenho ligeiramente mais favorável, principalmente na produção de biomassa por input energético.

A escolha entre um ou outro sistema irá depender do objetivo de utilização da biomassa. No entanto, quando se fala em utilização de efluentes para o cultivo de microalgas, a opção pela LAT se faz mais coerente, pelos baixos custos inseridos na operação e manutenção da tecnologia.

8. SUGESTÕES PARA PESQUISAS FUTURAS

Ainda é grande a necessidade de se explorar o universo que compreende as microalgas, tanto no que tange ao tratamento de efluentes quanto à produção de biocombustíveis. As pesquisas destinadas a aplicação de efluentes do processamento de carnes como meio de cultivo de microalgas são muito poucas, sendo identificados apenas dois estudos, um com foco na fase de abate e outro com foco na avaliação da aplicação de efluentes das demais etapas da cadeia produtiva de carnes - como os advindos da etapa de beneficiamento - ao cultivo de microalgas.

Há poucas pesquisas sobre a produção energética de microalgas como um todo, que contemplem desde o cultivo em efluentes à produção de biocombustíveis. A avaliação da viabilidade e sustentabilidade da produção de biocombustíveis de microalgas em efluentes é necessária e pode ser realizada através de análises de ciclo de vida, o qual permite quantificar os potenciais retornos energéticos, a pegada de carbono e identificar os principais limitantes da cadeia produtiva.

9. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ARAUJO, F. P.; DA PAZ, G. M.; DE OLIVEIRA, Y. L.; LEITE, C. H. P. Estudo da viabilidade de microalgas para produção de biodiesel. **VII CONEPI**. Piauí. 2012.

BERTOLDI, C.; SILVA, C.; BERNARDON, J. P.; CORAZZA, M. L.; FILHO, L. C.; OLIVEIRA, J. V.; CORAZZA, F. C. Continuous Production of Biodiesel from Soybean Oil in Supercritical Ethanol and Carbon Dioxide as Co-solvent. **Energy Fuels**, v. 23, p. 5165-5172. 2009.

CHISTI, Y. Biodiesel from microalgae. **Biotechnology Advances**, v. 25, p. 294-306. 2007.

- DA SILVA, L. T.; GOUVEIA, L.; REIS, A. Integrated microbial processes for biofuels and high value-added products: the way to improve the cost effectiveness of biofuel production. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 98, p. 1043-1053. 2014.
- DAL MAGRO, T.; AGOSTINETTO, D.; SILVA, A. A.; VARGAS, L.; PANOZZO, L. E.; GALON, L. Physiologic characteristics and development of resistant and susceptible *Cyperus difformis* L. To pyrazosulfuron-ethyl herbicide. **Scientia Agraria**, v. 12, n. 3, p. 149-156. 2011.
- FIGUEIRÊDO, M. C. B.; TEIXEIRA, A.S.; ARAÚJO, L.F.P.; ROSA, M.F.; PAULINO, W.D.; MOTA, S.; ARAÚJO, J.C. Avaliação da vulnerabilidade ambiental de reservatórios à eutrofização. **Revista Engenharia Sanitária e ambiental**. v.12, n.4, [online], Rio de Janeiro. 2007.
- FRANCO, A. L. C.; LÔBO, I. P.; CRUZ, R. S. Biodiesel de microalgas: avanços e desafios. **Química Nova**, v. 36, n. 3, p. 437-448. 2013.
- LU, Q.; ZHOU, W.; Min M., MA, X.; CHANDRA, C.; DOAN, Y. T.T.; MA, Y.; ZHENG, H.; CHENG, S.; GRIFFITH, R.; CHEN, P.; CHEN, C.; URRIOLOA, P. E.; SHURSON, G. C.; GISLERØD, H.R.; RUAN, R. Growing *Chlorella sp.* on meat processing wastewater for nutrient removal and biomass production. **Bioresource Technology**, v. 198, p. 189–197. 2015.
- ORTENZIO, Y. T.; AMARAL, G. G.; ALMEIDA, S. S.; OLIVEIRA, E. C. A. M. Cultivo de Microalgas utilizando resíduos agroindustriais para a produção de biocombustíveis: perspectivas e desafios. **Bioenergia em revista: diálogos**, ano 5, n. 1, p. 58-65, jan./jun. 2015.
- RODRIGUES, D. B.; FLORES, E. M. M.; BARIN, J. S.; MERCADANTE, A. Z.; JACOB-LOPES, E.; ZEPKA, L. Production of carotenoids from microalgae cultivated using agroindustrial wastes. **Food Research International**, v. 65, p. 144-148. 2014.
- SCHMITZ, R.; MAGRO, C. M.; COLLA, L. M. Aplicações ambientais de microalgas. **Revista CIATEC – UPF**, v. 4 (1), p. 48-60. 2012.
- SEARCHINGER, T.; HEIMLICH, R.; HOUGHTON, R.A.; DONG, F.; ELOBEID, A.; FABIOSA, J.; TOKGOZ, S.; HAYES, D.; YU, T. Use of U.S. croplands for biofuels increases greenhouse gases through emissions from land-use change. **Science**, v. 319, p. 1238-40. 2008.