

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
Escola de Engenharia
Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos

Tatiane Leticia de Carvalho Souza

**AVALIAÇÃO DE MÉTODOS DE RECUPERAÇÃO DA BIOMASSA ALGAL NO
TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO EM LAGOAS DE ALTA TAXA: efeitos sobre
as eficiências de colheita e de tratamento**

Belo Horizonte
2023

Tatiane Leticia de Carvalho Souza

**AVALIAÇÃO DE MÉTODOS DE RECUPERAÇÃO DA BIOMASSA ALGAL NO
TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO EM LAGOAS DE ALTA TAXA: efeitos sobre
as eficiências de colheita e de tratamento**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos.

Área de concentração: Saneamento

Linha de pesquisa: Tratamento de águas residuárias

Orientador: Prof. Dr. César Rossas Mota Filho

Belo Horizonte
2023

S729a

Souza, Tatiane Leticia de Carvalho.

Avaliação de métodos de recuperação da biomassa algal no tratamento de esgoto doméstico em lagoas de alta taxa [recurso eletrônico] : efeitos sobre as eficiências de colheita e de tratamento / Tatiane Leticia de Carvalho Souza. – 2023.

1 recurso online (128 f. : il., color.) : pdf.

Orientador: César Rossas Mota Filho.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia.

Inclui apêndices.

Inclui bibliografia.

Exigências do sistema: Adobe Acrobat Reader.

1. Engenharia sanitária - Teses. 2. Saneamento - Teses. 3. Esgotos - Teses. 4. Esgoto - Tratamento - Teses. 5. Biomassa - Teses. 6. Sedimentação e depósitos - Teses. I. Mota Filho, César Rossas. II. Universidade Federal de Minas Gerais. Escola de Engenharia. III. Título.

CDU: 628(043)



UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
ESCOLA DE ENGENHARIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SANEAMENTO, MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS

FOLHA DE APROVAÇÃO

"Avaliação de Métodos de Recuperação da Biomassa Algal No Tratamento de Esgoto Doméstico Em Lagoas de Alta Taxa: Efeitos Sobre As Eficiências de Colheita e de Tratamento"

TATIANE LETICIA DE CARVALHO SOUZA

Dissertação defendida e aprovada pela banca examinadora constituída pelos Senhores:

Prof. César Rossas Mota Filho

Profa Maria Clara Vieira Martins Starling

Profa Maria de Lourdes Florencio dos Santos

Aprovada pelo Colegiado do PG SMARH

Versão Final aprovada por:

Profa. Priscilla Macedo Moura

Prof. Cesar Rossas Mota Filho

Coordenadora

Orientador

Belo Horizonte, 28 de setembro de 2023.



Documento assinado eletronicamente por **Cesar Rossas Mota Filho, Professor do Magistério Superior**, em 28/09/2023, às 12:01, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Maria de Lourdes Florencio dos Santos, Usuário Externo**, em 02/10/2023, às 18:04, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Maria Clara Vieira Martins Starling, Professora do Magistério Superior**, em 13/12/2023, às 08:13, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Priscilla Macedo Moura, Coordenador(a) de curso de pós-graduação**, em 20/12/2023, às 08:51, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site https://sei.ufmg.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0, informando o código verificador **2661530** e o código CRC **03AA22D5**.

*Dedico esta dissertação inteiramente à
minha mãe, Sebastiana, que sempre
esteve ao meu lado e me apoiou nos
meus sonhos.*

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar agradeço à Deus pela possibilidade de estar trilhando este caminho tão sonhado e desejado por mim e por estar concluindo esta etapa tão importante da minha vida. Diante de todos os obstáculos e dificuldades que apareceram ao longo do caminho, o que me manteve de pé foi a minha fé. Agradeço à Nossa Senhora Aparecida, minha mãezinha querida, por sempre me proteger, abençoar, caminhar ao meu lado e nunca me deixar desistir.

Agradeço aos meus pais por toda entrega e dedicação a mim concedidas ao longo da vida. Em especial, à minha mãe, que é a maior incentivadora dos meus estudos e o meu maior motivo de inspiração para continuar sempre buscando alcançar novos sonhos. Obrigada por sempre acreditar em mim e no meu potencial. Essa e todas as outras vitórias e conquistas da minha vida são dedicadas a você.

Aos meus irmãos, Clores e Edgar, agradeço o apoio, as palavras de incentivo e por sempre buscarem me ajudar da maneira que podem. Aos meus sobrinhos queridos, Lucas e Laura, vocês são motivo de alegria e amor e tornam qualquer jornada mais leve.

Ao Marcus, agradeço por sempre se fazer presente, participar e se interessar pelos meus projetos. Agradeço por sempre caminhar ao meu lado, me ajudando a superar todas as dificuldades.

Agradeço também aos meus familiares e aos meus amigos por entenderem a minha ausência em alguns momentos nos quais me dedicava a essa etapa importante do meu caminho acadêmico e por todo o carinho e apoio.

Ao Gabriel Monteiro e à Erika agradeço pelas contribuições pontuais, mas extremamente relevantes para o meu trabalho.

Agradeço ao Professor César Mota pela orientação e por confiar a mim o desenvolvimento deste trabalho.

Aos meus amigos de mestrado, Amanda Leão, Fábio Brito, Gabriela Coelho e Yasmim Vidal, obrigada pelo companheirismo e pelo suporte emocional ao longo do mestrado. Sem vocês a caminhada com certeza teria sido mais árdua.

Agradeço ao Alcino, por toda a sua disponibilidade e boa vontade em ajudar sempre. Obrigada por todo o apoio no desenvolvimento do trabalho, foi fundamental.

Agradeço ao Gabriel Tadeu por todo apoio na operação e manutenção do sistema no CePTS.

À professora Maria Clara e ao Magno, agradeço pelo apoio nas atividades laboratoriais de análise microscópica e por toda a disponibilidade em ajudar no desenvolvimento do trabalho.

Aos técnicos do laboratório, Érico Soares e Gabriel Marques, pelo apoio nas análises físico-químicas e por sempre estarem disponíveis para nos ajudar.

Agradeço aos professores do PPG SMARH com quem tive a honra de aprender e conviver durante esses anos de mestrado. Obrigada por todos os ensinamentos.

À Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG) pela oportunidade de cursar o mestrado em uma instituição pública, gratuita e de qualidade. À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa. Ao Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em ETes Sustentáveis – INCT, ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq e à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais – FAPEMIG pelo apoio no desenvolvimento da pesquisa.

“Não tenha medo, pois estou com você; não desanime, pois sou o seu Deus. Eu o fortalecerei e o ajudarei; com minha vitoriosa mão direita o sustentarei” (Isaías 41:10).

RESUMO

As Lagoas de Alta Taxa (LAT) são sistemas de tratamento de esgoto de simples operação e de baixo custo. Elas apresentam formato de carrossel, baixa profundidade e misturadores responsáveis por otimizar a produção de oxigênio fotossintético e melhorar a eficiência de tratamento. Contudo, esse sistema apresenta limitações que podem dificultar a sua aplicação em larga escala, como às relacionadas à dificuldade de colheita da biomassa algal. Assim, o presente estudo objetivou avaliar dois métodos de colheita da biomassa algal em duas etapas distintas, sendo a primeira por sedimentação, em escala piloto, e a segunda por filtração por tecido, em escala de bancada. Na primeira etapa avaliou-se o efeito da recirculação da biomassa algal na promoção da biofloculação, na eficiência de colheita da biomassa algal, na produtividade e na eficiência de remoção de matéria orgânica e nutrientes. Para tanto, foram operados dois sistemas em paralelo compostos por um reator UASB seguido de LATs e decantadores lamelares, sendo que em um deles realizou-se a recirculação da biomassa sedimentada para uma das lagoas (LAT-R) e no outro operou-se de forma convencional (LAT). Notou-se que a recirculação da biomassa algal promoveu a predominância de maiores agregados celulares, resultando em uma maior eficiência de colheita (81% para a LAT-R e 53% para a LAT). Ainda, na LAT-R observou-se maior produtividade média da biomassa algal ($35,9 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, em comparação a $13,6 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ na LAT) e maior remoção de nitrogênio amoniacal (84%, em comparação a 51% na LAT). Na segunda etapa do trabalho foi avaliado o método de filtração por tecido para colheita da biomassa algal e para a remoção de turbidez. Os materiais de poliéster, algodão e TNT foram testados para a filtração de duas biomassas algais distintas, provenientes da LAT e da LAT-R. Os tecidos foram comparados entre si, para o efluente de cada lagoa, e separadamente, para a filtração das duas biomassas avaliadas. Ademais, uma análise geral foi realizada comparando-se todas as eficiências encontradas para a filtração dos efluentes da LAT e da LAT-R. O poliéster foi o tecido que apresentou menor diâmetro de abertura de poro, maior taxa de fluxo e as menores concentrações médias de SST no efluente final, em comparação aos demais. A eficiência de colheita para o poliéster filtrando o efluente da LAT foi significativamente maior do que para os outros dois tecidos (51%, contra 29% para algodão e 31% o TNT). Para o efluente da LAT-R, não observaram-se diferenças significativas entre as eficiências de colheita dos três tecidos. A comparação de cada tecido separadamente filtrando as duas biomassas avaliadas demonstrou que, apesar do efluente da LAT-R apresentar maiores agregados celulares, apenas para o algodão as eficiências de colheita e de remoção de turbidez foram significativamente maiores para esta lagoa. Entretanto, quando realizada a comparação geral considerando as eficiências obtidas por todos os tecidos, o efluente da LAT-R apresentou melhor desempenho. Por fim, ambos os métodos atenderam aos padrões de concentração de sólidos para lançamento de efluentes.

Palavras-chave: lagoa de alta taxa; colheita; recirculação; sedimentação; filtração por tecido.

ABSTRACT

High-Rate Algal Pond (HRAP) are cost-effective wastewater treatment system with simple operational requirements. They feature a carousel-like design, shallow depth, and mixers that optimize photosynthetic oxygen production and treatment efficiency. However, this system has limitations that may hinder its large-scale application, such as challenges related to algal biomass harvesting. Hence, this study aimed to evaluate two algal biomass harvesting methods at different stages: the first involved sedimentation at the pilot scale, and the second employed fabric filtration at the bench scale. In the first stage, the effect of algal biomass recirculation on bio-flocculation stimulation, algal biomass harvesting efficiency, productivity, and removal efficiency of organic matter and nutrients were assessed. Two parallel systems were operated, each consisting of an Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) reactor followed by HRAP and lamella settlers. In one system, sedimented biomass was recirculated to one of the ponds (HRAP-R), while the other operated conventionally (HRAP). Biomass recirculation resulted in larger algal cell aggregates, leading to higher harvesting efficiency (81% for HRAP-R and 53% for HRAP). In addition, HRAP-R showed greater average algal biomass productivity ($35.9 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, compared to $13.6 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ in HRAP) and higher removal of ammonium nitrogen (84%, compared to 51% in HRAP). In the second stage, the fabric filtration method was evaluated for algal biomass harvesting and turbidity removal. Polyester, cotton, and nonwoven fabric were tested for filtering the two different algal biomasses, from HRAP and HRAP-R. Fabrics were compared within each other to analyze each pond's effluent, and separately to evaluate each algal biomass. Furthermore, an overall analysis compared all filtration efficiencies for HRAP and HRAP-R effluents. Polyester exhibited the smallest pore diameter, the highest flow rate, and the lowest average Total Suspended Solids (TSS) concentrations in the final effluent compared to the others. Harvesting efficiency were significantly higher for polyester filtering HRAP effluent compared to the other two fabrics (51% vs. 29% for cotton and 31% for non-woven fabric). For HRAP-R effluent, no significant differences were observed in harvesting efficiencies among the three fabrics. Analysis of each fabric separately for both algal biomasses showed that only cotton demonstrated significantly higher harvesting and turbidity removal efficiencies for the HRAP-R pond, despite its effluent having larger cell aggregates. Nevertheless, when considering all fabric efficiencies in a general comparison, HRAP-R effluent outperformed HRAP effluent. Finally, both methods were suitable according to their solids concentration standards for discharging effluents.

Keywords: high-rate algal pond; harvesting; recycling; sedimentation; fabric filtration.

LISTA DE FIGURAS

Figura 3-1 – Exemplo de um sistema aberto e de um sistema fechado de cultivo de microalgas	24
Figura 3-2 – Diagrama esquemático de uma LAT	27
Figura 3-3 – Relação simbiótica algas-bactérias em LATs	31
Figura 3-4 – Tratamento de águas residuárias por meio de microalgas e possibilidades de aplicação da biomassa algal	48
Figura 4-1 – Esquema da unidade experimental localizada no CePTS	55
Figura 4-2 – Ilustrações das unidades do sistema experimental em escala piloto localizado no CePTS	56
Figura 4-3 – Câmara de Neubauer	57
Figura 4-4 – Comparação entre os flocos gerados pela LAT (a) e pela LAT-R (b) (objetiva de 10x)	66
Figura 4-5 – Produtividade total de microalgas na LAT e na LAT-R durante o período experimental	67
Figura 4-6 – Produtividade de microalgas coletáveis na LAT e na LAT-R durante o período experimental	67
Figura 4-7 – Eficiência de colheita da biomassa algal para a LAT e para a LAT-R	70
Figura 4-8 – Correlação de Spearman entre a Idade do lodo e a Eficiência de colheita da biomassa algal	71
Figura 4-9 – Eficiências de remoção de Nitrogênio Amoniacal nos sistemas com e sem recirculação	74
Figura 4-10 – Correlação de Spearman entre a Eficiência de Remoção de Nitrogênio Amoniacal e a Eficiência de Colheita e a Concentração de OD na LAT-R	75
Figura 5-1 – Esquema da unidade experimental localizada no CePTS	79
Figura 5-2 – Demonstração das análises realizadas em escala de bancada com os filtros de poliéster, algodão e TNT para os efluentes da LAT e da LAT-R	80
Figura 5-3 – Esquema do procedimento experimental para a estimativa da taxa de fluxo dos tecidos	81
Figura 5-4 – Fotografia ilustrativa do procedimento para obtenção da taxa de fluxo com os três tecidos em estudo	82
Figura 5-5 – Aparato experimental utilizado no método de Ponto de Bolha	83
Figura 5-6 – Câmara de Neubauer	84
Figura 5-7 – Distribuição de Frequência do diâmetro dos flocos de microalgas encontrados na LAT (a) e na LAT-R (b)	89
Figura 5-8 – Box-plot das concentrações de SST no efluente da LAT (a) e da LAT-R (b) e nos efluentes pós-filtração por tecido de poliéster (n=9), algodão (n=8), e TNT (n=8)	92
Figura 5-9 – Box-plot das concentrações de SST nos efluentes filtrados com os tecidos de poliéster (a), algodão (b) e TNT (c) aplicados aos efluentes da LAT e da LAT-R	92

Figura 5-10 – Box-plot da eficiência de colheita dos tecidos de poliéster (n=9), algodão (n=8), e TNT (n=8) filtrando os efluentes da LAT (a) e da LAT-R (b)	94
Figura 5-11 – Box-plot das eficiências de colheita dos tecidos de poliéster (a), algodão (b) e TNT (c) aplicados aos efluentes da LAT e da LAT-R.....	95
Figura 5-12 – Box-plot da turbidez no efluente da LAT (a) e da LAT-R (b) e nos efluentes pós-filtração por tecido de poliéster (n=9), algodão (n=8), e TNT (n=8)	99
Figura 5-13 – Box-plot da turbidez nos efluentes filtrados com os tecidos de poliéster (a), algodão (b) e TNT (c) aplicados aos efluentes da LAT e da LAT-R.....	99
Figura 5-14 – Box-plot da eficiência de remoção de turbidez pelos tecidos de poliéster (n=9), algodão (n=8), e TNT (n=8) filtrando os efluentes da LAT (a) e da LAT-R (b)	100
Figura 5-15 – Box-plot das eficiências de remoção de turbidez pelos tecidos de poliéster (a), algodão (b) e TNT (c) aplicados aos efluentes da LAT e da LAT-R ...	101

LISTA DE TABELAS

Tabela 3-1 – Fontes de energia e carbono de diferentes metabolismos de microalgas	23
Tabela 3-2 – Comparação entre os sistemas convencionais de tratamento de águas residuárias e as LATs em relação aos aspectos econômicos, ambientais e sociais.	28
Tabela 3-3 – Microalgas presentes no tratamento de esgoto doméstico em LATs ...	30
Tabela 3-4 – Eficiências de remoção de poluentes em LATs tratando esgoto doméstico	32
Tabela 3-5 – Produtividades de biomassa em LATs submetidas à diferentes condições de cultivo e operação tratando esgoto doméstico	36
Tabela 3-6 – Breve descrição e eficiências típicas de remoção da biomassa algal pelos métodos convencionais de colheita.....	38
Tabela 3-7 – Comparação entre fontes de biomassa para a produção de biodiesel.	50
Tabela 3-8 – Comparação entre diferentes tipos de biomassa para a geração de bioetanol por área cultivada e por tempo	52
Tabela 4-1 – Caracterização físico-química dos diferentes pontos de amostragem do experimento.....	62
Tabela 4-2 – Valores médios do tamanho dos flocos das biomassas algais da LAT e da LAT-R.....	65
Tabela 4-3 – Concentrações e Eficiências de remoção DQO, sólidos e nitrogênio amoniacal dos sistemas com e sem recirculação	73
Tabela 5-1 – Taxa de Fluxo dos tecidos	87
Tabela 5-2 – Resultados obtidos com o método de ponto de bolha e o diâmetro limite de abertura dos poros dos tecidos	88
Tabela 5-3 – Valores médios do tamanho dos flocos das biomassas algais da LAT e da LAT-R.....	88
Tabela 5-4 – Distribuição de frequência do tamanho dos flocos das biomassas da LAT e da LAT-R.....	91

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
APHA	Associação Americana de Saúde Pública (American Health Public Association)
ASTM	Sociedade Americana de Testes e Materiais (American Society for Testing and Materials)
CePTS	Centro de Pesquisa e Treinamento em Saneamento
CERH	Conselho Estadual de Recursos Hídricos
COPAM	Conselho Estadual de Política Ambiental
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DN	Deliberação Normativa
DQO	Demanda Química de Oxigênio
DV	Desvio Padrão
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
$\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$	grama por metro quadrado por dia
INCT	Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia
$\text{KWh m}^{-2} \text{d}^{-1}$	quilowatt hora por metro quadrado por dia
LAT	Lagoa de Alta Taxa
LAT-R	Lagoa de Alta Taxa com recirculação da biomassa algal
M ha	milhões de hectares
mN/m	milinewton por metro

NBR	Norma Brasileira
NH ₃	Amônia
NH ₄ ⁺	Amônio
NT	Nitrogênio Total
OD	Oxigênio Dissolvido
Pa	Pascal
pH	Potencial Hidrogeniônico
Psi	Libra por Polegada Quadrada (Pounds per Square Inch)
SST	Sólidos em Suspensão Totais
SSV	Sólidos em Suspensão Voláteis
TDH	Tempo de Detenção Hidráulica
TNT	Tecido Não Tecido
TRC	Tempo de Residência Celular
UABS	Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente (Upflow Anaerobic Sludge Blanket)
UNT	Unidade Nefelométrica de Turbidez
UV	Ultravioleta
-R	sufixo que indica recirculação da biomassa algal

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	18
2	OBJETIVOS	21
2.1	Objetivo Geral	21
2.2	Objetivos Específicos	21
3	REVISÃO DA LITERATURA	22
3.1	Microalgas	22
3.1.1	Sistemas de cultivo de microalgas	23
3.2	Lagoas de alta taxa	26
3.3	Tratamento de esgoto em LATs	29
3.4	Produção de biomassa em LATs tratando esgoto doméstico	33
3.5	Colheita da biomassa algal em LATs	37
3.5.1	Floculação	40
3.5.1.1	Biofloculação	41
3.5.2	Sedimentação por gravidade	42
3.5.3	Filtração	43
3.6	Utilização da biomassa produzida nas LATs	48
4	AVALIAÇÃO DO EFEITO DA RECIRCULAÇÃO DA BIOMASSA ALGAL NAS EFICIÊNCIAS DE COLHEITA E DE TRATAMENTO EM LAGOAS DE ALTA TAXA TRATANDO ESGOTO DOMÉSTICO	53
4.1	Introdução	53
4.2	Material e métodos	54
4.2.1	Unidades experimentais	54
4.2.2	Recirculação da biomassa algal e biofloculação	56
4.2.3	Pontos de amostragem para análises	58
4.2.4	Eficiência do tratamento de esgoto	59
4.2.5	Produtividade da biomassa algal	59
4.2.6	Separação e colheita da biomassa algal	60
4.2.7	Tratamento estatístico dos dados	60
4.3	Resultados e discussão	61
4.3.1	Caracterização físico-química do esgoto em diferentes pontos de amostragem do sistema	61
4.3.2	Recirculação da biomassa algal e biofloculação	64
4.3.3	Produtividades total e coletável da biomassa algal	66
4.3.4	Eficiência de separação/colheita da biomassa algal	69
4.3.5	Eficiência de remoção de matéria orgânica, sólidos e nutrientes	73
4.4	Conclusões	75

5	AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DE RECUPERAÇÃO DE BIOMASSA ALGAL DE LAGOAS DE ALTA TAXA USANDO FILTRAÇÃO POR TECIDO NO TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO	77
5.1	Introdução	77
5.2	Material e métodos.....	78
5.2.1	Taxa de Fluxo dos tecidos	80
5.2.2	Análise da abertura dos poros dos tecidos	82
5.2.3	Avaliação do tamanho dos flocos das biomassas dos efluentes da LAT e da LAT-R	83
5.2.4	Eficiência de colheita da biomassa algal.....	85
5.2.5	Análise da Turbidez	86
5.2.6	Tratamento estatístico dos dados	86
5.3	Resultados e discussão	87
5.3.1	Taxa de Fluxo dos tecidos	87
5.3.2	Análise da abertura dos poros dos tecidos	88
5.3.3	Avaliação do tamanho dos flocos das biomassas dos efluentes da LAT e da LAT-R	88
5.3.4	Eficiência de colheita da biomassa algal.....	91
5.3.5	Análise da Turbidez	98
5.4	Conclusões	102
6	CONSIDERAÇÕES FINAIS	104
7	RECOMENDAÇÕES PARA FUTUROS TRABALHOS	106
	REFERÊNCIAS.....	107
	APÊNDICE A – Fotomicrografias (objetiva de 10x) de alguns dos campos da câmara de Neubauer de amostras de 10 (dez) dias distintos do sistema com e sem recirculação da biomassa algal	123
	APÊNDICE B – Realização das medições das microalgas por meio das fotomicrografias (objetiva de 10x) de microscópio óptico, com a utilização do software AUTOCAD (a) LAT, e (b) LAT-R	126

1 INTRODUÇÃO

As microalgas são organismos fotossintéticos que apresentam papel essencial nos ecossistemas aquáticos. Elas formam a base da cadeia alimentar, sendo fonte de alimento para muitos organismos aquáticos (NOT et al., 2012). Além disso, são responsáveis pela produção de oxigênio fotossintético, realizando cerca de 40% de toda fotossíntese global (FALKOWSKY, 1980), enquanto reduzem a concentração de CO₂ atmosférico (ONYEAKA et al., 2021).

Ademais, representam uma importante fonte para produtos biotecnológicos. Elas apresentam componentes com elevado valor agregado que podem ser utilizados para diferentes aplicações (MORAIS JÚNIOR et al., 2020). O interesse pela aplicação das microalgas para a obtenção desses produtos tem aumentado devido a algumas características desses organismos, como alta flexibilidade metabólica, adaptação a várias condições de cultivo e possibilidade de crescimento rápido (DOLGANYUK et al., 2020).

Além da aplicação biotecnológica, as microalgas podem ser utilizadas para o tratamento de águas residuárias à nível terciário (RANDRIANARISON; ASHRAF, 2017), enquanto o esgoto fornece micronutrientes necessários para o seu crescimento (AL-JABRI et al., 2021) caracterizando-se como uma fonte alternativa para o seu cultivo (COUTO; CALIJURI; ASSEMANY, 2020).

As Lagoas de Alta Taxa (LATs) são um sistema aberto de tratamento de águas residuárias que permitem a produção de biomassa algal aliada ao tratamento terciário de esgoto (RANDRIANARISON; ASHRAF, 2017). Elas permitem, também, a recuperação de nutrientes para uso como fertilizantes e a compensação de emissões de gases de efeito estufa, pois utilizam, no seu processo fotossintético, CO₂ atmosférico e dos gases de combustão para sintetizar nutrientes para o seu crescimento (CHEAH et al., 2015; CRAGGS; SUTHERLAND; CAMPBELL, 2012). Todos os benefícios mencionados tornam-na mais vantajosa em relação a outros sistemas de lagoas, além de serem menos onerosas e mais simples de operar do que sistemas eletromecânicos, com custos de investimento e operação aproximadamente 70% menores do que o sistema de lodos ativados (CRAGGS et al., 2014; DOWNING et al., 2002).

No sistema de Lagoas de Alta Taxa, as microalgas são um produto do processo de tratamento de águas residuárias. Assim, os custos com o cultivo e a colheita estão incluídos no processo e, além disso, o efluente já possui água e os nutrientes necessários para o seu cultivo, não sendo necessários gastos adicionais com adição de fertilizantes (MEHRABADI; FARID; CRAGGS, 2016). Estas vantagens fazem deste sistema uma importante alternativa para viabilizar a produção em larga escala de microalgas para fins comerciais.

Dentre as diversas aplicações que podem ser dadas a biomassa de microalgas produzidas em LATs, a produção de biocombustível é a mais adequada (YOUNG; TAYLOR; FALLOWFIELD, 2017), sendo essa favorecida devido à diminuição do custo de produção trazida pelo acoplamento ao tratamento de águas residuárias (MEHRABADI; FARID; CRAGGS, 2016).

Assim, as LATs apresentam potencial simultâneo para o tratamento de esgoto e para produção de biomassa de microalgas que podem ser aplicadas à produção de biocombustíveis. Contudo, algumas adversidades, como com a colheita da biomassa algal e com a sua produtividade, ainda são enfrentadas e dificultam a sua aplicação e propagação (SUTHERLAND; RALPH, 2020).

Vários fatores podem influenciar a produtividade nas LATs, sendo que o menor controle das condições de operação, em comparação aos fotobiorreatores, podem tornar esses sistemas menos produtivos (COUTO; CALIJURI; ASSEMAN, 2020). Sendo assim, a otimização da produção de algas em LATs é necessária, pois está diretamente relacionada à viabilidade do seu uso para diversas aplicações, como para a produção de biocombustíveis, aumentando o rendimento de energia da biomassa (PARK; CRAGGS; SHILTON, 2013). Por isso, é fundamental estabelecer uma operação que forneça a maior produtividade possível da biomassa, sem prejudicar a função de tratamento de esgoto (MEHRABADI; CRAGGS; FARID, 2015).

Por outro lado, a colheita da biomassa algal em LATs é importante tanto para fins de aproveitamento energético, quanto para a garantia da qualidade do efluente final. A remoção da biomassa algal do esgoto na forma de sólidos, suspensos e voláteis, deve ser realizada antes do descarte do efluente nos corpos d'água. Na Legislação específica para o estado de Minas Gerais, conforme Deliberação Normativa Conjunta

nº 8 de 21 de novembro de 2022 do Conselho Estadual de Política Ambiental e do Conselho Estadual de Recursos Hídricos, é estabelecido o limite máximo de 150 mg L⁻¹ de sólidos em suspensão totais para o caso de lagoas de estabilização, devendo os sistemas de tratamento de esgoto aplicados nas Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs) atender a esse valor, a fim de se manter a qualidade ambiental (MINAS GERAIS, 2022). Além disso, tão importante quanto atender aos padrões de lançamento, é recuperar e valorizar o subproduto gerado, na busca de se promover ETEs cada vez mais sustentáveis, somado aos benefícios já mencionados com a produção de biocombustíveis de microalgas nesses sistemas.

Apesar do grande potencial associado à recuperação de produtos pela remoção das microalgas do sistema de tratamento de esgoto, essa etapa do processo de tratamento de águas residuárias nas LATs representa um dos principais custos desse sistema. O alto custo associado a esta etapa representa um dos principais obstáculos para a viabilidade econômica do tratamento de águas residuárias a base de microalgas (XU et al., 2020; BARROS et al., 2015).

Sendo assim, torna-se necessário buscar-se métodos e configurações operacionais que proporcionem uma separação e colheita da biomassa algal mais eficientes e de menor custo. Em termos práticos, estas devem ser capazes de proporcionar uma maior concentração de sólidos recuperados, melhorando a qualidade do efluente final e possibilitando a ampliação do tratamento de efluentes em LATs e a produção de microalgas em larga escala nesses sistemas.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Avaliar o efeito da recirculação da biomassa algal em Lagoas de Alta Taxa nas eficiências de colheita pelos métodos de sedimentação e filtração por tecido e na eficiência de tratamento de esgoto doméstico.

2.2 Objetivos Específicos

- Investigar o efeito da recirculação da biomassa algal na biofloculação das microalgas, na produtividade e nas eficiências de tratamento e de colheita da biomassa algal pelo método de sedimentação;
- Avaliar a eficiência de três tipos de tecidos para a colheita da biomassa algal cultivada em lagoas de alta taxa com e sem recirculação, pelo método de filtração.

3 REVISÃO DA LITERATURA

3.1 Microalgas

As microalgas são algas microscópicas em sua maioria unicelulares e eucariontes. São seres majoritariamente fototróficos, ou seja, fazem a síntese da matéria orgânica através da utilização da luz solar (RICHMOND, 2004). As cianobactérias, organismos procariontes fotossintetizantes, compõem a biomassa algal, em conjunto com outros organismos como bactérias, vírus, fungos, protozoários e helmintos (ARCILA; BUITRÓN, 2017; GUTIÉRREZ et al., 2016). Apesar do seu mecanismo de fotossíntese se assemelhar ao das plantas superiores, as microalgas geralmente apresentam maior eficiência de conversão da energia solar, devido a sua estrutura celular mais simples (SHEEHAN et al., 1998).

Em sua maioria, as microalgas são organismos de vida livre, mas algumas podem estabelecer relação simbiótica com outros organismos. Podem ser encontrados no solo e na água, embora residam mais abundantemente no segundo, tanto em ambientes marinhos como de água doce. Elas podem apresentar diferentes tipos de organização celular, incluindo as unicelulares, coloniais e filamentosas (RICHMOND, 2004).

As microalgas são talófitas e apresentam clorofila como pigmento fotossintético primário. Na cadeia alimentar, desempenham o papel de produtores primários, produzindo matéria orgânica a partir da luz solar, CO₂ e água, além de produzirem oxigênio necessário ao metabolismo dos organismos consumidores (LEE, 2008).

A classificação das microalgas ocorre, principalmente, por sua pigmentação, ciclo de vida e estrutura celular básica, sendo que, as mais importantes, em termos de abundância, são as diatomáceas (*Bacillariophyceae*), as algas verdes (*Chlorophyceae*), as algas verde-azuladas (*Cyanophyceae*) e as algas douradas (*Chrysophyceae*) (SHEEHAN et al., 1998).

As diatomáceas estão presentes principalmente nos oceanos, mas podem habitar águas doces. Aproximadamente 100.000 espécies de diatomáceas são conhecidas (SHEEHAN et al., 1998).

As algas verdes possuem clorofila-a e clorofila-b e seu principal habitat são as águas doces, onde 90% das espécies residem (LEE, 2008). Elas podem ocorrer como células únicas ou como colônias e são conhecidas cerca de 8.000 espécies (SHEEHAN et al., 1998).

As algas verde-azuladas, também conhecidas como cianobactérias, são procariontes e estão mais próximas, em estrutura e organização, às bactérias procarióticas do que às algas eucarióticas. Elas possuem clorofila-a, e, em alguns casos, clorofila-b e clorofila-d (LEE, 2008). São conhecidas aproximadamente 2.000 espécies dessas algas, sendo encontradas em habitats distintos (SHEEHAN et al., 1998).

As algas douradas podem se apresentar, também, nas cores amarela, laranja e marrom. Elas são semelhantes às diatomáceas em pigmentação e composição bioquímica. Destas existem cerca de 1.000 espécies conhecidas (SHEEHAN et al., 1998). Estruturalmente elas apresentam flagelos, e ocorrem principalmente em águas doces com baixo teor de cálcio (LEE, 2008).

O metabolismo das microalgas pode ser fotoautotrófico, (químico) heterotrófico, mixotrófico ou fotoheterotrófico. A Tabela 3-1 apresenta um resumo das fontes de energia e carbono em diferentes metabolismos encontrados em microalgas (CHOJNACKA; MARQUEZ-ROCHA, 2004).

Tabela 3-1 – Fontes de energia e carbono de diferentes metabolismos de microalgas

Metabolismo	Fonte de energia	Fonte de carbono
Fotoautotrófica	Luz	Inorgânico
(Químico) heterotrófico	Orgânico	Orgânico
Fotoheterotrófico	Luz	Orgânico
Mixotrófico	Luz e orgânico	Inorgânico e orgânico

Fonte: Chojnacka e Marquez-Rocha (2004)

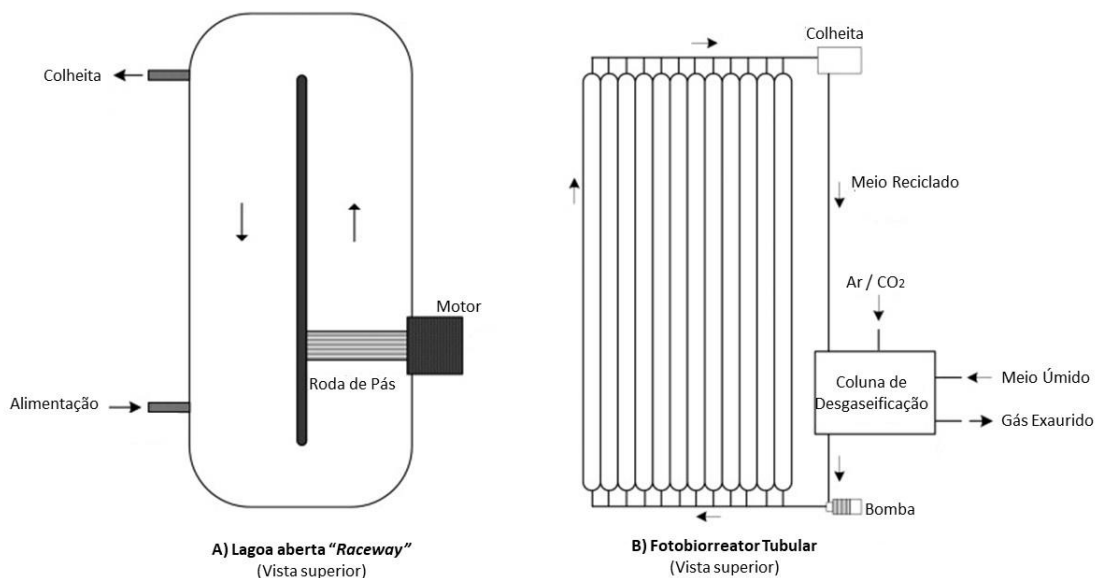
3.1.1 Sistemas de cultivo de microalgas

As unidades de cultivo de microalgas podem ser sistemas abertos ou fechados, e a escolha da melhor forma de operação está relacionada a fatores como a espécie de microalga selecionada, das condições ambientais esperadas e da disponibilidade de nutrientes. A escolha da melhor forma de operação também leva em conta a possibilidade de se combinar o cultivo dessas microalgas com controle da poluição,

seja por meio da captura de CO₂ ou pela remoção de nutrientes de águas residuárias (MATA; MARTINS; CAETANO, 2010).

A Figura 3-1 apresenta um exemplo de um sistema aberto e de um sistema fechado para a produção de microalgas. O sistema aberto é demonstrado na Figura 3-1 A, onde é possível observar a lagoa aberta e os seus componentes, roda de pás e motor, assim como a localização da entrada e saída do efluente. A Figura 3-1 B apresenta um exemplo de sistema fechado (fotobiorreator tubular) notadamente mais complexo e com mais elementos do que o sistema aberto.

Figura 3-1 –Exemplo de um sistema aberto e de um sistema fechado de cultivo de microalgas



Fonte: Adaptado de Suali e Sarbatly (2012)

O cultivo em sistemas fechados ocorre em fotobiorreatores que podem ser de diferentes tipos, como tubulares, verticais, de placa plana, anulares, tipo fermentador e fotobiorreatores iluminados internamente (SUALI; SARBATLY, 2012).

Dentre os fotobiorreatores fechados mencionados, os tubulares são os sistemas mais usados em escala comercial para a cultura de microalgas (SUPARMANIAM et al., 2019). Eles consistem em uma matriz de tubos transparentes retos confeccionados com vidro ou plástico, dispostos paralelamente uns aos outros e planos acima do solo (CHISTI, 2007).

Nos fotobiorreatores, de maneira geral, uma grande proporção da luz (>90%) não incide diretamente sobre a superfície de cultivo, passando primeiramente pelas paredes transparentes do reator para só então entrar em contato com as microalgas (RICHMOND, 2004). Devido ao menor contato com o meio externo, os fotobiorreatores diminuem os riscos de contaminação da cultura (SUALI; SARBATLY, 2012). Além disso, permitem o controle de espécies de microalgas cultivadas (CHISTI, 2007). Ademais, por serem mais compactos do que os sistemas abertos, demandam menores áreas para a produção de microalgas, e, devido às condições controladas da cultura, podem apresentar maior eficiência metabólica e de nutrientes, resultando em maior produtividade da biomassa (TAN et al., 2020).

Apesar das vantagens apresentadas para os fotobiorreatores fechados, estes são mais complexos e apresentam custos mais elevados de operação e de implementação, devido à necessidade de se manter condições de crescimento altamente controladas (TAN et al., 2020). Adicionalmente, estes reatores podem apresentar gastos com energia maiores do que a energia produzida pela biomassa, tornando o seu uso para produção de bioenergia por meio de microalgas pouco viável (DAS; OBBARD, 2011).

Outra forma de cultivo de microalgas é em sistemas abertos, que ocorre em lagoas ou tanques abertos amplamente expostos ao meio ambiente (SUALI; SARBATLY, 2012). O sistema de lagoas abertas é muito utilizado, pois apresenta baixo custo e facilidade de uso (GAINARD et al., 2019). Os sistemas abertos mais antigos eram circulares e sem agitação, mas foram substituídos por sistemas alongados e com mistura, a fim de aumentar as taxas de crescimento e melhorar a homogeneização do meio e, conseqüentemente, a absorção de nutrientes pelas microalgas (GAINARD et al., 2019).

Apesar das melhorias trazidas por avanços como os sistemas de mistura, os sistemas abertos estão mais propensos à contaminação e ao crescimento de outros microrganismos heterotróficos, o que compromete a produtividade da biomassa algal e a produção comercial de microalgas (SUALI; SARBATLY, 2012). Além disso, os citados sistemas abertos também requerem grandes áreas de terra para a sua operação (SUALI; SARBATLY, 2012).

Apesar das limitações citadas para sistemas abertos, alguns sistemas são capazes de favorecer cultivo de microalgas nestes ambientes, como é o caso das LATs. As LATs, também conhecidas como sistemas de *raceways*, são sistemas de cultivo aberto que foram projetados especificamente para o tratamento de águas residuárias, combinando o cultivo de microalgas com o tratamento de esgoto a níveis terciários (RANDRIANARISON; ASHRAF, 2017). Esses sistemas mantêm as vantagens dos cultivos em sistemas abertos, ao mesmo tempo que superam algumas de suas desvantagens, trazendo melhorias na qualidade do efluente tratado, remoção de nutrientes e organismos patogênicos. Além disso, também há a possibilidade de recuperar nutrientes e produzir biomassa algal a ser utilizada para produção de diversos subprodutos, além de apresentarem maior produtividade (CRAGGS; SUTHERLAND; CAMPBELL, 2012).

3.2 Lagoas de alta taxa

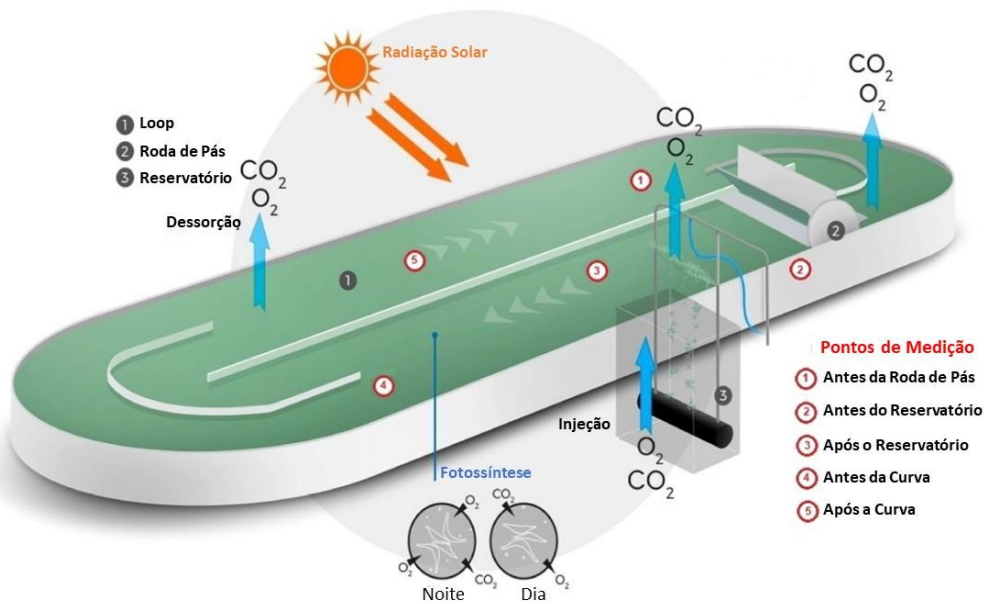
As lagoas de alta taxa (LATs) foram desenvolvidas para o tratamento de águas residuais e recuperação de recursos no final dos anos 1950 e são definidas como uma adaptação das lagoas de estabilização de resíduos. As adaptações incluem a incorporação de algumas condições para a otimização da produção de oxigênio fotossintético pelas algas, como misturadores e controladores de fluxo, o que aumenta a eficiência do processo de tratamento de águas residuárias e permite a diminuição da área de implantação (FALLOWFIELD; CROMAR; EVISON, 1996).

Estudos com LATs vêm sendo conduzidos nas últimas décadas principalmente nos EUA e na Nova Zelândia, sendo o último o local da construção da primeira LAT em escala de hectare (CRAGGS; SUTHERLAND; CAMPBELL, 2012).

Essas lagoas apresentam profundidade reduzida (inferior a 0,8 m) a fim de se obter penetração de luz em toda massa líquida, maximizando a produção de algas, em um ambiente completamente aeróbio. A configuração das LATs pode ser em formato carrossel, similar a um valo de oxidação (VON SPERLING, 2014). O sistema consiste em canais abertos de 2 a 3 metros com velocidade variando entre 0,12 e 0,15 m/s, em movimento contínuo (MUÑOZ; GUIEYSSE, 2006). O tempo de detenção hidráulica do sistema varia entre 3 e 8 dias (CRAGGS et al., 2003).

A Figura 3-2 apresenta um desenho esquemático com os componentes de uma Lagoa de Alta Taxa. No esquema apresentado é possível observar o funcionamento do sistema, em que a radiação solar incide durante o dia promovendo a fotossíntese, com o consumo de CO_2 e a produção de O_2 pelas microalgas, ocorrendo o inverso durante a noite. No esquema são apresentados, também, as rodas de pás que mantêm o esgoto em constante movimento circular.

Figura 3-2 – Diagrama esquemático de uma LAT



Fonte: Adaptado de Rodríguez-Miranda et al. (2020)

É ideal que as LATs sejam implantadas em locais com baixo impacto de chuvas ou inundação, a fim de se evitar a diluição da cultura de microalgas nas lagoas. Além disso, é necessário uma radiação solar mínima no local onde estiver localizada, igual a $4,65 \text{ kWh/m}^2\cdot\text{d}$, uma vez que esse é um fator importante para a atividade fotossintética das algas (RANJAN; GUPTA; GUPTA, 2019). Por esse motivo, regiões áridas, semi-áridas e tropicais são mais propícias para a operação desse sistema (YOUNG; TAYLOR; FALLOWFIELD, 2017).

Algumas vantagens são observadas neste sistema em relação a sistemas eletromecânicos (como lodos ativados). Estas são tanto econômicas, como ambientais, e incluem, por exemplo, os custos de capital e operação. Para as LATs, os custos de operação e manutenção para o tratamento secundário do esgoto são estimados em apenas um quarto a um terço do tratamento com lodos ativados. Em

relação aos ganhos ambientais, produzem biomassa de algas que apresenta potencial para ser utilizada para fabricação de diferentes produtos, possibilitam a recuperação de nutrientes para uso como fertilizantes e a compensação de emissões de gases de efeito estufa (CRAGGS et al., 2014). Ademais, esses sistemas incorporam melhorias significativas em relação aos sistemas convencionais de lagoas, como menores requisitos de área, eliminam virtualmente o descarte de lodo, produzem menos odores e possibilitam maiores remoções de nutrientes e patógenos (CRAGGS et al., 2014).

A Tabela 3-2 apresenta um comparativo entre sistemas convencionais (lodos ativados) e LATs para o tratamento de esgoto, em relação a aspectos econômicos, ambientais e sociais.

Tabela 3-2 – Comparação entre os sistemas convencionais de tratamento de águas residuárias e as LATs em relação aos aspectos econômicos, ambientais e sociais

Fatores	Sistema convencional de tratamento de esgoto	LATs	Referências
Aspectos econômicos			
Custo capital	Alto (para desenvolver reatores de vários estágios)	Baixo (infraestruturas mínimas)	
Custo de operação e manutenção	Alto (principalmente devido à aeração)	Baixo (mantido pelos subprodutos das microalgas)	Park, Craggs e Shilton (2011); Mehrabradi, Craggs e Farid (2015)
Aplicabilidade comercial	Baixa	Alta (produção de biomassa de algas para bioenergia)	
Aspectos ambientais			
Pegada hídrica	Significativo	Nenhum	Mehrabradi, Craggs e Farid (2015);
Risco de contaminação	Alto (se os processos avançados não estiverem funcionando corretamente)	Menor (geralmente patógenos não são removíveis)	Cuellar-Bermudez et al. (2017);
Manejo de nutrientes	Baixo (sem absorção)	Alto (devido a absorção das algas)	Bashar et al. (2018)
Aspectos sociais			
Aceitação	Raro em áreas rurais ou remotas	Fácil e tem potencial para zona rural e remota	Efroymson, Dali e Langholtz (2016)

Fonte: Revisão de Ranjan, Gupta e Gupta (2019)

A simplicidade operacional, o baixo custo de operação, a pouca necessidade de gerenciamento e o baixo consumo energético fazem com que as LATs sejam uma alternativa promissora para aplicação em médias e pequenas comunidades,

localidades rurais, periurbanas e remotas (ROSA-MACHADO et al., 2022; YOUNG; TAYLOR; FALLOWFIELD, 2017).

As pesquisas relacionadas as LATs têm se intensificado nos últimos anos devido às vantagens mencionadas em comparação a outros sistemas de tratamento de efluente, mas, principalmente, devido ao seu potencial de produzir biomassa de microalgas com valor agregado (YOUNG; TAYLOR; FALLOWFIELD, 2017).

3.3 Tratamento de esgoto em LATs

As Lagoas de Alta Taxa podem ser aplicadas a diversos tipos de efluente, como águas residuárias industriais, água produzida pelo processo de produção de petróleo, águas residuárias de produtos farmacêuticos, águas residuárias da agroindústria, águas residuárias de atividades de mineração, lixiviado de aterro, águas residuárias de aquicultura e águas residuárias municipais (AL-JABRI et al., 2021).

As culturas de microalgas são interessantes para aplicação ao tratamento terciário de esgoto doméstico, pois permitem a remoção de nutrientes, que poderiam ser lançados para o corpo d'água, provocando eutrofização, além de removerem, também, metais traço e alguns compostos orgânicos tóxicos (ABDEL-RAOUF; AL-HOMAIDAN; IBRAHEEM, 2012). O uso de microalgas para o tratamento de águas residuárias e para a produção em massa de diferentes cepas desses organismos já é empregado há cerca de 75 anos (ABDEL-RAOUF; HOMAIDAN; IBRAHEEM, 2012).

Em LATs que tratam esgoto doméstico, alguns gêneros e espécies de microalgas encontrados foram relatados na literatura, como é listado na Tabela 3-3.

Tabela 3-3 – Microalgas presentes no tratamento de esgoto doméstico em LATs

Gêneros / Espécies	Sistema de tratamento	Localidade	Referência
<i>Chlorella vulgaris</i> , <i>Scenedesmus sp.</i> , <i>Westella botryoides</i> e diatomáceas	UASB+LAT+Decantador	Belo Horizonte-MG Brasil	Vassalle et al. (2020b)
<i>Microspora sp.</i> , <i>Scenedesmus sp.</i> , <i>Westella sp.</i> e diatomáceas	UASB+LAT+Decantador	Belo Horizonte-MG Brasil	Vassalle et al. (2022)
<i>Chlorella sp.</i> e <i>Scenedesmus</i>	UASB+LAT	Viçosa-MG Brasil	Couto et al. (2021)
<i>Desmodesmus</i> e <i>Chlorella</i>	UASB+LAT	Viçosa-MG Brasil	Assemany et al. (2015)
<i>Mucidosphaerium pulchellum</i>	Decantador primário + LAT	Nova Zelândia	Sutherland, Turnbull e Craggs (2014)
<i>Pediastrum</i> , <i>Desmodesmus</i> , <i>Micractinium</i> e <i>Dictyosphaerium</i>	Decantador primário + LAT + Decantador secundário	Nova Zelândia	Park, Craggs e Shilton (2011)
<i>Chlorella sp.</i> , <i>Nitzschia sp.</i> , <i>Navicula sp.</i> e <i>Stigeoclonium sp.</i>	Decantador primário + LAT + Decantador secundário	Espanha	Gutiérrez et al. (2016)
<i>Scenedesmus sp.</i> e <i>Chlorella sp.</i>	Sem pré e pós-tratamento	França	Uggetti et al. (2018)

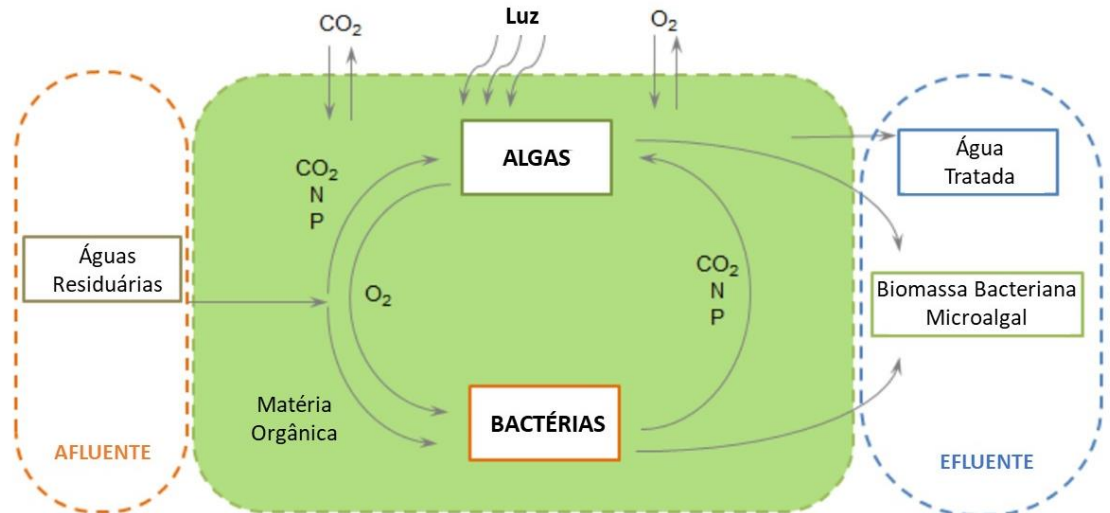
A espécie de alga presente na LAT, assim como suas características são importantes, pois ditam a eficiência de processos posteriores, como a separação/colheita da biomassa algal, refletindo na eficiência de tratamento promovida.

A remoção de poluentes nas LATs pode ocorrer por diversos mecanismos distintos, dentre eles, pode-se citar a absorção de nutrientes, adsorção de metais, biodegradação, relação simbiótica e remoção passiva de contaminantes em pH elevado (AL-JABRI et al., 2021).

O principal mecanismo de remoção de poluentes e produção de microalgas das LATs está baseado no consórcio entre microalgas e bactérias, ou seja, na relação simbiótica entre esses organismos. Nesse processo, as microalgas fornecem o oxigênio necessário às bactérias, que realizam a degradação aeróbia da matéria orgânica, e, em contrapartida, as bactérias produzem CO₂ durante essa degradação, que é um componente fundamental para o crescimento das microalgas (OSWALD; GOTAAS, 1957). A Figura 3-3 apresenta a simbiose entre algas e bactérias presentes no processo de tratamento de esgoto em LATs. Nesse esquema é possível observar uma

LAT, as entradas e saídas do afluente e efluente, assim como o processo de simbiose algal-bacteriana que ocorre dentro dela.

Figura 3-3 – Relação simbiótica algas-bactérias em LATs



Fonte: Adaptado de Gutiérrez (2016)

A absorção de nutrientes ocorre pela assimilação fotossintética, ou seja, pela incorporação dos nutrientes à biomassa algal (SANTIAGO, 2013). A adsorção de metais ocorre, pois as microalgas são capazes de complexar de maneira eficiente os poluentes metálicos (AL-JABRI et al., 2021).

A alta atividade fotossintética nesses sistemas proporciona altos níveis de oxigênio dissolvido e elevado pH, o que contribui com uma maior remoção de organismos patogênicos e nutrientes (VON SPERLING, 2014), proporcionando um nível terciário de tratamento devido à alta produtividade primária.

Apesar de ser uma importante tecnologia aplicada ao tratamento de efluentes, as LATs não podem ser entendidas como sistemas únicos de tratamento. De modo geral, estão acompanhadas de outros sistemas de pré e pós-tratamento. O tratamento primário do efluente, antes de passar pelas LATs, faz-se necessário uma vez que as águas residuárias podem conter compostos tóxicos e inibitórios ao crescimento microbiano (TYAGI; COUILLARD, 1988), além da presença de sólidos em suspensão no efluente, que precisam ser removidos para que não ocorra a sedimentação dos mesmos nas LATs, e, também, para evitar o efeito de sombreamento nas lagoas, que pode ser prejudicial ao crescimento das microalgas (SANTIAGO, 2013; PARK;

CRAGGS; SHILTON, 2011). O pós-tratamento do efluente das LATs é responsável por colher as microalgas produzidas nas lagoas, com o objetivo de clarificar o efluente, e de utilizar a biomassa como subproduto para diferentes fins.

Os decantadores são as principais tecnologias utilizadas como pré e pós-tratamentos de LATs (SANTIAGO, 2013). Gutiérrez et al. (2016) utilizaram decantadores primários e secundários em um sistema operando com LATs para o tratamento de esgoto e recuperação de biomassa algal. Porém, outras tecnologias vêm sendo estudadas recentemente como tratamento primário, como os Reatores Anaeróbios de Fluxo Ascendente (UASB) (COUTO et al., 2021; VASSALLE et al., 2021), que possuem como vantagem a maior remoção de matéria orgânica e dos sólidos em suspensão. Tal característica possibilita a diminuição da área das LATs, a redução do tempo de detenção hidráulica, além dos benefícios já mencionados relacionados a sedimentação e ao sombreamento da biomassa (ROSA-MACHADO et al., 2022).

Em relação as tecnologias de pós-tratamento, diversos outros sistemas vem sendo estudados, como os próprios decantadores (GUTIÉRREZ et al., 2016; PARK; CRAGGS; SHILTON, 2011), filtração (ROBLES et al., 2020), flotação (GODOS et al., 2016; SANDBANK; SHELEF, 1987), centrifugação (CROMAR; FALLOWFIELD, 1992), e processos auxiliados por coagulação/floculação (NAZARI et al., 2020; GUTIERREZ et al., 2015).

As eficiências de remoção de poluentes em sistemas que operam com LATs variam a depender do pré e pós-tratamentos utilizados, assim como dos parâmetros construtivos e operacionais (SANTIAGO, 2013). A Tabela 3-4 apresenta as eficiências alcançadas pelas LATs em relação a remoção de alguns poluentes no tratamento de esgoto doméstico.

Tabela 3-4 – Eficiências de remoção de poluentes em LATs tratando esgoto doméstico

Parâmetro	Eficiência de remoção	Referência
DQO	65%	Vassalle et al. (2020a); Espinosa et al. (2021)
DBO	54,5% a 95,8%	Craggs et al. (2003); Park e Craggs (2010)
N-NH ₄	47% a 61,5%	Vassalle et al. (2020a)
P-total	7,7% a 15,3%	Craggs et al. (2003); Oswald e Golueke (1960)

Fonte: Rosa-Machado et al. (2022)

Contudo, apesar da sua importante aplicação para o tratamento de águas residuárias, a biomassa algal produzida nas LATs pode produzir compostos tóxicos, em especial as cianotoxinas, que apresentam riscos a saúde humana (HELLER; PÁDUA, 2010). Desta forma, torna-se importante avaliar a toxicidade dos efluentes produzidos por esse sistema, e determinar a presença de cianobactérias potencialmente capazes de produzirem essa substância.

3.4 Produção de biomassa em LATs tratando esgoto doméstico

Além de promover o tratamento das águas residuárias, as LATs são capazes de produzir biomassa de microalgas que pode ser utilizada para obtenção de diferentes subprodutos. Sendo assim, a produção e o cultivo de biomassa algal (microalgas) em LATs, combinados ao tratamento de esgoto doméstico, pode ser uma alternativa interessante, pois é um meio que possui os nutrientes necessários (nitrogênio, fósforo e micronutrientes), assim como CO₂ e água presentes naturalmente, diminuindo, assim, os custos de produção de microalga (MEHRABADI; CRAGGS; FARID, 2015).

A produtividade da biomassa algal pode ser estimada por diversas metodologias, dentre elas a proposta por Oswald (1988), que leva em consideração a profundidade da lagoa, a concentração de sólidos em suspensão totais e o tempo de detenção hidráulica; a utilizada por Park e Craggs (2011), que utilizaram a porcentagem de clorofila-a para inferir sobre a produtividade da biomassa algal em lagoas de alta taxa; e a adotada por Park, Craggs e Shilton (2013) e Gutiérrez et al. (2016), que estudaram a recirculação da biomassa algal e consideraram a concentração de sólidos em suspensão totais.

Os principais parâmetros que afetam ou inibem a produção de algas podem ser divididos em: ambientais (luz e temperatura); operacionais (pH, CO₂, oxigênio dissolvido e nutrientes); e biológicos (predação do zooplâncton e patógenos) (PARK; CRAGGS; SHILTON, 2011).

A luz e a temperatura desempenham um papel importante na produtividade das microalgas em LATs, devido à natureza fotossintética desses organismos. Maiores produtividades são observadas no verão em relação ao inverno, e o aumento dessa produção é observado à medida em que se aumentam a temperatura e a radiação

solar (MEHRABADI; FARID; CRAGGS, 2017). Por esse motivo, o aumento da concentração de sólidos (algas) nas lagoas em decorrência da maior produção algal como reflexo de condições favoráveis pode ocasionar o efeito chamado de sombreamento, levando à diminuição da penetração da luz na LAT e, conseqüentemente, a redução da produtividade (PARK; CRAGGS; SHILTON, 2011).

A limitação de carbono é uma das principais causas para limitação do crescimento de microalgas em LATs (SUTHERLAND; TURNBULL; CRAGGS et al., 2014). Baixas concentrações de CO₂ levam a elevação do pH e, conseqüentemente, à inibição das algas e da comunidade microbiana (MEHRABADI; FARID; CRAGGS, 2017). Assim, a adição de CO₂ e a redução do pH aumentam a produção de algas em LATs (SUTHERLAND et al., 2015; HEUBECK; CRAGGS; SHILTON, 2007). Em pH elevado (> 8,5), íons NH₄⁺ são reduzidos a NH₃, que é um composto tóxico e pode inibir a atividade das algas e bactérias no esgoto (MEHRABADI; FARID; CRAGGS, 2017). Além disso, a adição de CO₂ permite que maiores profundidades possam ser adotadas nas LATs, devido a uma maior produtividade da biomassa nessas condições, sem comprometer a eficiência de tratamento de efluente, promovendo, assim, um ganho de área, que é uma das principais limitações da aplicação das LATs. Ademais, sistemas com injeção de CO₂ podem favorecer a remoção de nitrogênio amoniacal por assimilação à biomassa (COUTO et al., 2021). Alguns autores, como Park, Craggs e Shilton (2011) utilizaram a estratégia de adição de CO₂ em uma lagoa com recirculação para promover o controle do pH. Contudo, é importante ressaltar que os custos com a injeção de CO₂ puro são elevados (ISIRAMEN et al., 2022).

A presença de nutrientes (nitrogênio e fósforo) em concentrações adequadas determina a predominância de espécies, a produtividade e a composição química da biomassa (MEHRABADI; CRAGGS; FARID, 2015). Nitrogênio e fósforo em concentrações elevadas em águas residuárias são benéficos para a produção de microalgas, mas podem interferir negativamente na geração de lipídeos e ácidos graxos (YAAKOB et al., 2021). Xin e colaboradores (2010) estudaram os efeitos das concentrações de nitrogênio e fósforo no crescimento e no acúmulo de lipídeos de uma microalga de água doce *Scenedesmus sp* e observaram que a densidade máxima de algas aumentou com o aumento na concentração inicial de nitrogênio e fósforo. Em contrapartida, os autores perceberam que quando esses nutrientes

estavam em concentrações limitantes, houve um aumento do acúmulo de lipídeos, de 20-25% para 30%, quando a concentração de nitrogênio variou de 5-25 mg L⁻¹ para 2,5 mg L⁻¹, e de 23-28% para 53% quando a concentração de fósforo sofreu uma variação de 0,2-2,0 mg L⁻¹ para 0,1 mg L⁻¹.

A presença de herbívoros de zooplâncton pode diminuir a produtividade da biomassa algal, devido ao consumo da biomassa por esses organismos em poucos dias (MONTEMEZZANI et al., 2016). A produtividade da biomassa pode diminuir até 10% em 2 dias devido à presença de predadores de fitoplâncton (MEHRABADI; FARID; CRAGGS, 2016). Alguns fatores como a manutenção da predominância de espécies de algas formadoras de colônias e operação do sistema com menores tempos de detenção hidráulica podem auxiliar no controle e na redução das populações de herbívoros (MONTEMEZZANI et al., 2016).

Além dos parâmetros já mencionados, o tempo de detenção hidráulica (TDH) e o tempo de residência celular (TRC) também possuem influência na produção de algas nas LATs. O TDH representa o tempo em que o esgoto permanece no reator biológico para que as reações biológicas ocorram proporcionando o seu tratamento adequado. Já o tempo de residência celular é definido como o tempo médio em que uma partícula sólida permanece no reator (VON SPERLING, 2016). O aumento do TRC pode promover tanto a diminuição quanto o aumento da produtividade (RADA-ARIZA et al., 2019; PARK, 2013). A diminuição da produtividade com o aumento do tempo de residência celular pode estar relacionada ao aumento da concentração de Sólidos em Suspensão Totais (SST), ocasionando uma menor penetração da luz e, conseqüentemente, uma queda da atividade fotossintética pelas algas. Além disso, a idade do lodo determina a relação alimento/microrganismo do sistema, sendo que, quando elevada, pode diminuir a concentração de nutrientes necessários para a produção algal nas lagoas (VALIGORE, 2011).

O aumento da produtividade devido ao aumento do tempo de residência celular foi observado em um estudo com recirculação da biomassa algal sedimentada no decantador secundário de volta para a lagoa. Neste estudo um aumento de 5,8 g m⁻² d⁻¹ para 9,2 g m⁻² d⁻¹ foi observado quando duas LATs com e sem recirculação da biomassa algal foram comparadas (PARK; CRAGGS; SHILTON, 2013). Os autores

atribuíram essa maior produtividade ao aumento da concentração de algas que poderiam utilizar mais plenamente a luz solar incidente devido ao maior tempo de residência destas no sistema. Contudo, há divergências na literatura quanto à relação entre a recirculação e o aumento da produtividade da biomassa algal, uma vez que alguns estudos apresentam que a produção de biomassa não é afetada pela recirculação (GUTIÉRREZ et al., 2016), ou até mesmo pode ocorrer diminuição da produtividade líquida da biomassa, devido à diminuição da luz disponível e do potencial fotossintético das microalgas na lagoa (SUTHERLAND; RALPH, 2021). Assim, são necessários mais estudos no sentido de compreender melhor a relação entre essas duas variáveis.

A Tabela 3-5 apresenta alguns valores de produtividade algal encontrados em estudos em diferentes regiões do mundo e em LATs submetidas a diferentes condições operacionais.

Tabela 3-5 – Produtividades de biomassa em LATs submetidas à diferentes condições de cultivo e operação tratando esgoto doméstico

Condição de cultivo/operação		Local	Produtividade (g m ⁻² d ⁻¹)	Referência	
Inverno		Belo Horizonte-MG, Brasil	8,5	Vassalle et al. (2020a)	
Primavera			6,5		
Verão			6,5		
Outono			11		
Adição de CO ₂	Verão	Nova Zelândia	11,2 – 23,5	Mehrabradi, Farid e Craggs (2017)	
	Inverno		3,4 – 7,4		
Pré desinfecção UV		Viçosa – MG, Brasil	9,3	Santiago et al. (2013)	
Adição de CO ₂ e diferentes TDH's	4 horas	Nova Zelândia	16,7	Park e Craggs (2010)	
	8 horas		9,0		
Recirculação da biomassa	Controle	Espanha	5,5 – 25,7	Gutierrez et al. (2016)	
	Recirculado		3,3 – 25,8		
Recirculação da biomassa e Adição de CO ₂	Controle	Nova Zelândia	Verão	4,7 – 12,1	Park, Craggs e Shilton (2013)
			Inverno	1,5 – 3,3	
	Recirculado		Verão	4,0 – 12,7	
			Inverno	3,2 – 6,7	

3.5 Colheita da biomassa algal em LATs

A colheita da biomassa algal produzida em lagoas de alta taxa é fundamental tanto para a qualidade do efluente final, quanto para usos posteriores, como para a geração de bioenergia. Contudo, a baixa concentração de sólidos no efluente, o diâmetro pequeno e a densidade semelhante à da água das microalgas faz com que esse processo seja dificultado (REIS; PEREIRA, 2020). A colheita das microalgas pode ter um custo elevado e pode representar cerca de 20 a 30% do custo total com a produção de biocombustíveis de microalgas (BARROS et al., 2015). Tais motivos tornam importante o desenvolvimento e a pesquisa de métodos de colheita que viabilizem esse processo técnica e economicamente (LI et al., 2020).

O uso de qualquer método único não é viável para a recuperação da biomassa de microalgas, sendo necessária uma combinação de métodos de separação e colheita (LARAIB et al., 2021; SINGH; PATIDAR, 2018).

Dentre as técnicas destinadas a colher a biomassa algal, podem-se citar coagulação, floculação, flotação, centrifugação, filtração e sedimentação por gravidade (LARAIB et al., 2021; SINGH; PATIDAR, 2018).

Para a aplicação combinada ao tratamento de águas residuárias, o método de colheita deve apresentar baixo custo e baixos requisitos de energia (GUTIÉRREZ, 2016). De modo geral, quando são aplicados os métodos mecânicos, as etapas de pré-concentração, como a coagulação e a floculação, podem melhorar a eficiência de colheita e reduzir os custos de operação e manutenção (SINGH; PATIDAR, 2018; GUTIÉRREZ, 2016). Assim, uma colheita efetiva pode ser obtida utilizando-se a floculação como primeira etapa para a concentração da biomassa algal (SINGH; PATIDAR, 2018).

As eficiências de remoção de biomassa algal médias dos principais métodos convencionais de colheita são apresentados na Tabela 3-6.

Tabela 3-6 – Breve descrição e eficiências típicas de remoção da biomassa algal pelos métodos convencionais de colheita (continua)

Método	Descrição*	Vantagens	Desvantagens	Recuperação (%)
Sedimentação por gravidade	Processo físico que usa a gravidade para promover a separação sólido-líquido.	<ul style="list-style-type: none"> • Simplicidade operacional; • Baixo custo (inclusive de infraestrutura); • Baixo consumo de energia; • Adequado para colheita de biomassa em larga escala; • Pode ser realizada reciclagem da água rica em nutrientes e sem contaminação por produtos químicos. 	<ul style="list-style-type: none"> • Processo lento (0,1 – 2,6 cm hr⁻¹); • Alto tempo de detenção; • Pode ocorrer deterioração da biomassa em altas temperaturas; • Viabilidade restrita a espécies de microalgas maiores e mais pesadas e a espécies não móveis; • Concentração final pode ser baixa. 	10 - 90
Filtração	Processo físico em que as partículas são retidas e o líquido passa pelo meio filtrante. Filtro à vácuo é adequado para partículas maiores que 70 µm. Para partículas menores, indica-se os processos de micro e ultrafiltração.	<ul style="list-style-type: none"> • Alta eficiência de recuperação; • Baixo consumo de energia; • Pode ser aplicada a espécies sensíveis ao cisalhamento; • Grande variedade de filtros e membranas existentes; • Não há contaminação da biomassa; • Pode ser realizada a reciclagem do meio. 	<ul style="list-style-type: none"> • Processo lento; • Alto custo de investimento e operação (bombeamento e substituição das membranas); • Possibilidade de incrustação das membranas, com necessidade de manutenção e limpeza; • Pode exigir aplicação de pressão; • Limitado pelo tamanho da abertura dos poros da membrana e dependente da espécie de alga (tamanho); • Dependente da espécie de alga, sendo mais adequado para células maiores. 	70 - 90
Flotação	Processo que utiliza a introdução de bolhas de ar que se aderem as partículas, direcionando-as até a superfície, formando uma espuma que poderá ser removida.	<ul style="list-style-type: none"> • Pode ser aplicado em grande escala; • Baixo requisito de espaço; • Tempo de operação curto; • Possibilidade de combinação com a transferência gasosa; • Alta concentração final. 	<ul style="list-style-type: none"> • Podem necessitar da utilização de floculante químico; • Espécies de algas específicas; • Não aplicável para microalgas marinhas; • Uso de ozônio pode tornar o processo caro; • Bolhas superdimensionadas podem quebrar o floco; • Na eletroflotação pode haver contaminação por metais; • Alto custo de capital e operacional. 	50 - 90

Tabela 3-6 – Breve descrição e eficiências típicas de remoção da biomassa algal pelos métodos convencionais de colheita (conclusão)

Método	Descrição*	Vantagens	Desvantagens	Recuperação (%)
Centrifugação	Processo mecânico que separa substâncias de diferentes densidades por meio de rotação em altas velocidades.	<ul style="list-style-type: none"> • Processo rápido; • Aplicável para quase todas as espécies de microalgas; • Altas eficiências de recuperação (geralmente > 95%); • Não há adição de produtos químicos. 	<ul style="list-style-type: none"> • Altos custos relacionados ao alto consumo de energia, o que pode inviabilizar a sua aplicação em larga escala; • Altos custos de manutenção e operação; • Necessidade de equipamento específico; • Viável apenas para produção de produtos de alto valor agregado; • Pode haver danos às células de microalgas devido as altas forças de cisalhamento do processo. 	> 90
Coagulação/Floculação	Processos responsáveis por agregar e aumentar o tamanho das células. Podem ser aplicados coagulantes químicos ou naturais.	<ul style="list-style-type: none"> • Simples de ser aplicado; • Processo rápido; • Pode ser aplicado em grande escala; • Altas eficiências de recuperação; • Não há requisito de energia; • Aplicável para várias espécies. 	<ul style="list-style-type: none"> • Alguns floculantes químicos podem ser caros e tóxicos para a biomassa; • Aproveitamento da biomassa pode ser inviabilizado devido aos sais metálicos; • Alguns coagulantes, como os produzidos a base de polímeros, podem contribuir com a emissão de gases de efeito estufa e outros, como o sulfato de alumínio, podem ser prejudiciais à saúde; • O sulfato de alumínio pode provocar lise celular; • Cada coagulante apresenta uma dosagem ótima; • Dependente do pH; • Reciclagem limitada do meio de cultura. 	> 90

Fonte: Adaptado das Revisões de Branyikova et al. (2018); Li et al. (2020); Nazari et al. (2020); *Shukla et al. (2017)

3.5.1 Floculação

A floculação é um método de pré-concentração que auxilia nos processos de colheita por sedimentação, filtração e flotação, devido à agregação das células, facilitando a recuperação das microalgas (REIS; PEREIRA, 2020).

Esse processo é responsável pela agregação das células carregadas dispersas no efluente, formando aglomerados maiores e mais densos, acontecendo por meio de neutralização, ponte ou rede (XU et al., 2020).

Dentre os tipos de floculação pode-se citar a floculação química, a floculação biológica, a autofloculação e a eletrofloculação (XU et al., 2020).

Na floculação química, podem ser utilizados floculantes inorgânicos e orgânicos, sendo que os inorgânicos incluem os cátions metálicos, enquanto os orgânicos incluem floculantes orgânicos naturais e sintéticos (LI et al., 2020). Nesse processo, os principais mecanismos envolvidos são a neutralização de cargas, ponte de adsorção e varredura em rede (LI et al., 2020). Apesar dos coagulantes metálicos serem eficientes para a colheita da biomassa algal, a sua aplicação pode estar relacionada a problemas de contaminação da biomassa com metais e, mesmo quando são aplicados biopolímeros como alternativa, o processo torna-se caro para ser aplicado a usos de baixo valor da biomassa, como para a produção de biocombustíveis (ALAM et al., 2016).

A autofloculação é um processo que ocorre em pH elevado, devido ao consumo de CO₂ dissolvido no meio. O pH elevado causa supersaturação dos íons de cálcio e fosfato, o que, por sua vez, leva à precipitação do fosfato de cálcio que é carregado positivamente. As microalgas servem como suporte para o precipitado, neutralizando a carga, promovendo a floculação (CHRISTENSON; SIMS, 2011).

Em relação à eletrofloculação, este é um processo que ocorre quando um metal é dissolvido por correntes elétricas para fornecer íons necessários para a floculação (XU et al., 2020). Nesse processo existe, também, a possibilidade de contaminação da biomassa com metais (UMMALYMA et al., 2017).

3.5.1.1 Biofloculação

A biofloculação é um tipo de floculação que envolve o uso de diferentes microrganismos como agente floculante, incluindo bactérias, fungos, leveduras e as próprias microalgas (LARAIB et al., 2021; ALAM et al., 2016).

Ela depende de vários fatores como pH, condições de nutrientes e espécies de algas, o que faz com que o controle do processo seja dificultado (ALAM et al., 2016). Contudo, a biofloculação é um processo simples, de baixo custo e não tóxico, o que torna o método interessante para ser aplicado para colheita de biomassa algal (ALAM et al., 2016).

A biofloculação foi proposta para colheita de algumas espécies de microalgas como a *Chlorella sp.* e *Chlorella vulgaris*, por meio da utilização de fungos e bactérias como agentes floculantes, e provaram que ambos os microrganismos desempenham importante papel na biofloculação e, conseqüentemente, na colheita da biomassa algal (NGUYEN et al., 2019; CHEN et al., 2018; LEE et al., 2013).

Algumas microalgas apresentam a característica de auto flocular, uma vez que possuem polímeros extracelulares que conferem a elas essa característica. Guo et al. (2013) e Alam et al. (2014) estudaram as microalgas autofloculantes *Scenedesmus obliquus AS-6-1* e *Chlorella vulgaris JSC-7*, respectivamente, e constataram que polissacarídeos associados a parede celular mediarão a autofloculação de células de microalgas livremente suspensas de *S. obliquus* e *Chlorella vulgaris*, auxiliando, assim, no processo de colheita da biomassa algal.

Em estudos em LATs, a recirculação da biomassa foi um método eficaz para promover a biofloculação natural através da predominância de algumas espécies de algas no meio que são naturalmente selecionadas na recirculação porque se sedimentam mais rapidamente que suas concorrentes. A recirculação de biomassa consiste em retornar às lagoas parte da biomassa sedimentada nos decantadores secundários, de forma semelhante ao que ocorre no processo de lodos ativados (REIS; PEREIRA, 2020). Ao recircular a biomassa colhida, serão selecionadas colônias maiores de algumas espécies de algas, que retornarão e predominarão nas lagoas (PARK, 2013).

Alguns estudos demonstraram que o reciclo da biomassa pode contribuir com a dominância de espécies prontamente sedimentáveis e, conseqüentemente, melhorar a eficiência de colheita da biomassa por sedimentação (GUTIÉRREZ et al., 2016; PARK; CRAGGS; SHILTON, 2011).

Park, Craggs e Shilton (2011), desenvolveram uma pesquisa na Nova Zelândia, em que operaram duas LATs onde foram inoculadas microalgas do gênero *Pediastrum sp*, sendo que em uma das LATs promoveu-se a recirculação da biomassa colhida no decantador secundário. Os autores observaram que na lagoa com reciclo ocorreu a dominância de microalgas do gênero *Pediastrum sp*, de 90% em relação a 50% do controle, e, conseqüentemente, uma melhora na colheita de biomassa, que passou de 60% no controle para 80% na lagoa com recirculação.

Gutierrez et al. (2016), em pesquisa realizada na Espanha em sistema composto com decantador primário seguido de LAT e de decantador secundário, avaliaram o reciclo de 2 a 10% da biomassa algal ao longo de um ano e observaram um aumento na eficiência de colheita da biomassa algal, de 75-89% no controle para 92-94% com a recirculação, além de comprovar que esse sistema com reciclo seleciona espécies de microalgas de sedimentação mais rápida e melhora o tratamento das águas residuárias em termos de remoção de sólidos em suspensão totais.

Percebe-se que os estudos envolvendo a recirculação da biomassa algal foram realizados em regiões onde o clima predominante é temperado e mediterrâneo, necessitando-se, portanto, de mais pesquisas em regiões de clima tropical, como o Brasil. Além disso, os sistemas em que operaram esses estudos eram compostos por decantador primário precedido das LATs. Contudo, outras configurações operacionais com reatores UASB, como as propostas por Vassalle et al. (2021), estão sendo aplicadas para o tratamento primário, com as vantagens de diminuição do aporte de sólidos para as LATs, tornando-se importante entender, assim, se tais configurações favoreceriam LATs operando com recirculação da biomassa.

3.5.2 Sedimentação por gravidade

A sedimentação consiste na separação da biomassa por gravidade (LARAIB et al., 2021), e é adequada para algumas microalgas com alta densidade celular. Ela ocorre

quando a velocidade da partícula é maior do que a velocidade ascensional do fluido. O cálculo da velocidade de sedimentação se dá pela Lei de Stokes, em que a velocidade de sedimentação é proporcional ao quadrado do raio da partícula e à diferença da massa específica da partícula e do fluido, e inversamente proporcional à viscosidade do fluido (REIS; PEREIRA, 2020).

Além disso, o processo de sedimentação é influenciado pelas características das microalgas, assim, a taxa de sedimentação é específica para cada espécie de microalga (GUTIÉRREZ, 2016).

Apesar de ser um método simples, requerer baixo consumo de energia e apresentar baixos custos de projetos, esse processo pode ser lento, com baixas taxas de decantação, principalmente quando o tamanho das partículas é pequeno (LARAIB et al., 2021; PAHL et al., 2013). Além disso, as concentrações de sólidos alcançadas na sedimentação são muito baixas (BARROS et al., 2015). Por esses motivos, torna-se importante conciliá-la com um método de pré-concentração, como a coagulação e a floculação (BARROS et al., 2015). Singh e Patidar (2018) realizaram uma revisão de diversas combinações de técnicas de colheita e concluíram que o uso da floculação combinado a sedimentação é a melhor opção e a que promove menor custo.

Ademais, uma alternativa para aumentar a taxa de sedimentação e, conseqüentemente, a eficiência de colheita por sedimentação é a adoção de decantadores secundários com placas inclinadas (GUTIÉRREZ, 2016; PAHL et al., 2013). Smith e Davis (2013), utilizaram decantadores lamelares em um processo sem a adição prévia de floculante, e obtiveram eficiências de colheita de 90%, devido ao aumento da taxa de sedimentação.

3.5.3 Filtração

A filtração consiste na passagem da água por um meio poroso, a uma dada taxa de filtração, retendo as partículas sólidas no meio filtrante. A macrofiltração, ou filtração convencional, é aplicada para partículas de dimensões maiores, variando de 5 micrômetros (μm) a 1 milímetro (mm) (EYVAZ et al., 2017).

A filtração por tecido, que está incluída na macrofiltração, apresenta-se como uma alternativa para sistemas que requeiram maior simplicidade operacional e menor consumo de energia, já tendo sido reportado na literatura a eficiência para o tratamento de esgoto (GUNES; AYOL, 2021; FUNDNEIDER; ALEJO; LACKNER, 2020). Esse processo é um tipo de filtração de superfície, e nele é necessária a aplicação de uma força motriz, pressão ou vácuo, que é responsável por empurrar o líquido através do filtro, separando o líquido filtrado do lodo retido no tecido (RAO; HENDERSON, 2022).

Essa tecnologia vem sendo utilizada desde a década de 90 para aplicações ao tratamento de água e efluente, apresentando eficiência para a remoção de sólidos e turbidez (GRABBE; SEYFRIED; ROSENWINKEL, 1998). A filtração por tecido é uma alternativa, também, aos filtros convencionais de leito profundo poroso, devido à baixa perda de carga e baixo preço (GRABBE; SEYFRIED; ROSENWINKEL, 1998).

Esse tipo de filtração é melhor aplicada para a separação de grandes algas ou algas floculadas, pois os tecidos geralmente apresentam tamanho de poro com diâmetro de abertura maior do que 10 μm (RAO; HENDERSON, 2022). A camada de lodo formada na superfície do pano pode auxiliar na retenção de partículas menores (RAO; HENDERSON, 2022).

As mídias têxteis aplicadas ao tratamento de esgoto podem ser de fontes naturais ou sintéticas. Os naturais compreendem os materiais de origem madeireira, vegetal ou animal, como é o caso do algodão, linho, lã e seda. Já os materiais sintéticos podem ser produzidos por meio de fontes como vidro, cerâmica, carbono, metais ou celulose reconstituída ou polímeros termoplásticos. Ademais, existe, também, um tipo de tecido com fibras não entrelaçadas, denominado “tecido não tecido” (EYVAZ et al., 2017). De maneira geral, os tecidos sintéticos apresentam a vantagem de apresentarem maior resistência ao inchaço, maior resistência química e maior resistência ao crescimentos de fungos e bactérias do que os tecidos naturais (EYVAZ et al., 2017).

O diâmetro do fio do tecido determina a vazão ou rendimento da filtração de determinado material, sendo que os materiais naturais têm diâmetros que variam de acordo com a sua origem, e os materiais sintéticos, por serem formados por um processo de extrusão e terem diâmetros que coincidem com a boca extrusora,

apresentam uma faixa dimensional mais ampla de aberturas de poro do que os naturais (EYVAZ et al., 2017).

A escolha adequada do material de filtração é considerada um dos pontos mais importantes para a garantia da eficiência de filtração. Dentre os principais fatores que direcionam a escolha do material de filtração a ser utilizado, tem-se resistência térmica e química, requisitos de filtração, considerações sobre equipamentos de filtração e custos (HORROCKS; ANAND, 2000).

Os tecidos sintéticos feitos de materiais poliméricos incluem a poliamida, o poliéster, o polipropileno e o politetrafluoroetileno. Eles apresentam resistência à corrosão e à fadiga, e possuem uma ampla faixa de abertura de poros, com diâmetros entre 5 e 5.000 μm (EYVAZ et al., 2017). O poliéster é um tecido sintético que apresenta boa resistência química e térmica, alta resistência a tração, alta resistência abrasiva, elasticidade (20 – 50%), o que se traduz em sua alta durabilidade (ZERIN; DUTTA, 2018).

O algodão, por sua vez, é uma fibra natural que pode ser altamente eficiente para filtração apresentando baixo custo e resistência a tração, mas está sujeito a proliferação de fungos (EYVAZ et al., 2017).

Os tecidos não tecidos (TNT) são aqueles feitos por uma aglomeração de fibras e, em alguns casos, por filamentos contínuos, e são unidos por alguma forma de ligação que torne o tecido mais ou menos flexível (SUTHERLAND, 2008). As suas propriedades químicas são ditadas pelo material o qual o deu origem, exceto se o material de ligação tiver propriedades muito diferentes que possam exercer influência no material final do TNT (SUTHERLAND, 2008). Eles podem ser classificados de duas maneiras: os tecidos colados, que usam algum material adesivo para manter as fibras unidas ou fazem uso da própria natureza termoplástica do polímero para fazer essa junção; e os feltros, que utilizam as características básicas da fibra para fornecer integridade mecânica ou usam processamento mecânico (agulhamento) para criar o tecido (SUTHERLAND, 2008).

O pano de filtro de feltro de polipropileno é um tipo de TNT usado para aplicações de filtração e possui as características do tecido que o dá origem, como a alta resistência química e térmica, e estabilidade dimensional (ZERIN; DUTTA, 2018).

São relatados na literatura estudos que utilizaram materiais têxteis de algodão, poliéster e TNT para aplicação ao tratamento de esgoto doméstico, resultando em eficiência de remoção de parâmetros como SST, Demanda Química de Oxigênio (DQO), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Nitrogênio Amoniacal e Nitrogênio Total (NT), demonstrando o potencial desse tipo de filtração para aplicação em Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs).

Kiso et al. (2000) substituíram uma membrana de microfiltração por uma malha de poliamida e concluíram que o desempenho do filtro de tecido corresponde ao de um biorreator de membrana, com redução dos custos com os módulos de filtro e da energia de operação.

Remoções de DQO, DBO e NT iguais a 90-95%, 94-98% e 70-80%, respectivamente, foram observadas com a utilização de filtros de malha de poliéster trançado em ponto de tafetá com diâmetros de abertura do poro do tecido variando entre 25 e 140 µm em substituição às membranas em um sistema de biorreatores de membrana modificado (LODERER; WORLE; FUCHS, 2012).

Do mesmo modo, Zahid e El-Shafai (2011) avaliaram a aplicação de três materiais diferentes, poliéster, polimetilmetacrilato e poliamida, para o tratamento de esgoto e notaram eficientes remoções de DQO e nitrogênio, mas também de SST (Sólidos em Suspensão Totais) e Turbidez, iguais a 99% e 89%-94%, respectivamente, indicando que esses materiais têm potencial para serem aplicados, também para a remoção de biomassa de microalgas.

O material de tecido não tecido (TNT) de polipropileno já foi utilizado em biorreatores de membrana para tratamento de esgoto doméstico tratado por lodos ativados, obtendo-se eficiências de remoção de SST e Turbidez iguais a 73% e 53,8%, respectivamente, de DQO e DBO iguais a 85,5–89,3% e 96,7–97,9%, respectivamente, e de Nitrogênio amoniacal e NT iguais a 91,9–99,4% e 33,6–37,8% (REN et al., 2010).

Pesquisas mais recentes, como a de Fundneider, Alejo e Lackner (2020) compararam a filtração por tecido com as filtrações por membranas de microfiltração e ultrafiltração. Para a filtração por tecido, os autores utilizaram dois tipos diferente de materiais, sendo eles uma combinação de 54% poliéster e 46% polipropileno, e uma combinação de 80% poliéster e 20% poliamida. Os autores concluíram que a filtração por tecido é uma alternativa viável para a remoção de fósforo total, de sólidos em suspensão totais ($<2 \text{ mg L}^{-1}$) e de turbidez (<2 Unidades Nefelométricas de Turbidez - UNT), além de apresentar menor demanda de energia quando comparada aos processos de filtração por membrana, apesar de não serem adequados para remoção de bactérias e genes patogênicos em relação a micro e ultrafiltração.

Gunes e Ayol (2021), observaram que, quando usada como método único para o tratamento de efluentes, a filtração por mídia de tecido não apresentou elevadas eficiências de remoção de DBO e DQO (36% e 50%). Contudo, quando combinada a outros métodos de tratamento, as eficiências de remoção de poluentes aumentaram significativamente, atingindo remoções acima de 93% para ambas, DBO e DQO.

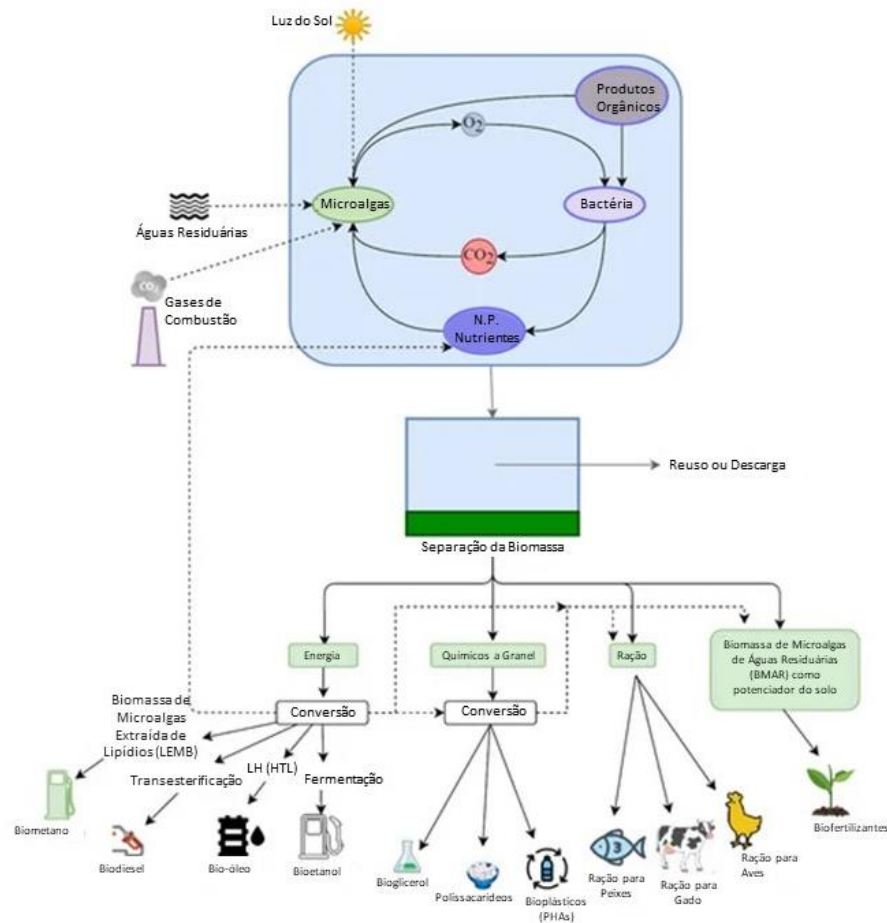
Em relação a colheita de biomassa de microalgas por filtros de tecido, contudo, a literatura ainda é escassa, principalmente no caso específico dos sistemas que operem com lagoas de alta taxa. Bejor et al. (2013) estudaram a colheita de microalgas de água doce por meio de 4 diferentes filtros de tecido, sendo eles algodão com elastano, linho poliéster, cetim-poliéster e seda, e concluíram que o tecido de algodão com elastano, apresentou a maior eficiência de colheita para todas as comunidades de algas testadas, igual a 66-93%. Além disso, Leblond et al. (2020) demonstraram eficiências de colheita da biomassa algal próximas a 66%, quando aplicadas para concentração de biomassa algal em lagoas facultativas, utilizando monofilamento de poliéster de sarja como mídia filtrante (LEBLOND et al., 2020).

Portanto, visto o potencial da utilização do poliéster, algodão e TNT para aplicação no tratamento de esgoto doméstico em ETEs, inclusive para remoção de SST, torna-se importante avaliar se esses materiais são eficientes, também, para a colheita da biomassa algal, mantendo os benefícios da macrofiltração por tecido.

3.6 Utilização da biomassa produzida nas LATs

A biomassa algal produzida em águas residuárias nas LATs pode ser aplicada para diferentes fins, como para a produção de biofertilizantes, produção de ração animal, ingredientes para a indústria cosmética, produção de químicos a granel (bioglicerol, polissacarídeos, bioplásticos), reciclagem de nutrientes e produção de energia (AL-JABRI et al., 2021). A Figura 3-4 apresenta o tratamento de águas residuárias por meio de microalgas e as possibilidades de aplicação da biomassa algal.

Figura 3-4 – Tratamento de águas residuárias por meio de microalgas e possibilidades de aplicação da biomassa algal



Fonte: Adaptado de Al-Jabri et al. (2021)

Dentre os produtos obtidos por meio da biomassa algal em águas residuárias, os biocombustíveis têm apresentado relevante interesse de pesquisas e estudos. Em um contexto global de mudanças climáticas, de aumento da emissão de gases de efeito estufa e aquecimento global, e de aumento da demanda mundial de energia, torna-se necessário substituir os combustíveis fósseis por fontes de energia renováveis

(HOLECHEK et al., 2022). Uma das maneiras de se reduzir a intensidade dessas mudanças é a utilização de microalgas como matéria-prima para a produção de biocombustíveis, um tema em crescente proeminência na pesquisa.

Os biocombustíveis são produzidos a partir de biomassa, que são resíduos e subprodutos de produção agrícola e florestal, dejetos animais ou biomassa microbiana. Uma das maiores vantagens dos biocombustíveis é o fato de serem neutros em carbono, pois a emissão de CO₂ causada em sua produção é compensada pela fotossíntese das plantas e microalgas que servem como matéria-prima para a sua produção (NANDA et al., 2018).

Biocombustíveis são classificados como de primeira, segunda e terceira geração. Os de primeira geração utilizam milho e grãos como matérias-primas para a sua produção. Já os de segunda geração tem como produtos resíduos não-alimentares e biomassa lignocelulótica, como biomassa agrícola, resíduos florestais e culturas energéticas. Por fim, os de terceira geração utilizam microalgas, lodo de esgoto e resíduos sólidos urbanos (NANDA et al., 2018).

As microalgas apresentam algumas vantagens em relação às matérias-primas dos biocombustíveis de primeira e segunda geração, como maior produtividade, alta taxa de crescimento, menor área de cultivo, maior teor de lipídeos e o fato de não competirem por terras agricultáveis (GOH et al., 2019; BRENNAN; OWENDE, 2010; CHISTI, 2007).

A composição química das microalgas varia de espécie para espécie e de acordo com as condições de cultivo. Seu rendimento de energia está diretamente relacionado com a composição da biomassa, esta formada principalmente de lipídios, proteínas e carboidratos (ZHU, 2015).

Os biocombustíveis produzidos pela biomassa algal são o biodiesel, bioetanol, bio-hidrogênio e bio-óleo (SUPARMANIAM et al., 2019). Eles podem ser obtidos por rotas de conversão termoquímicas, bioquímicas e químicas. A conversão termoquímica envolve a decomposição térmica dos componentes orgânicos da biomassa, e pode ser realizada por meio de gaseificação, liquefação hidrotérmica, pirólise e hidrogenação, dando origem a combustíveis sólidos líquidos e gasosos. Já a

conversão bioquímica ocorre por meio da fermentação alcoólica, da digestão anaeróbica e da produção fotobiológica de hidrogênio, dando origem ao bioetanol, biometano e biohidrogênio. Por fim, a conversão química pode ser realizada por meio de transesterificação, dando origem ao biodiesel (ARUTSELVAN et al., 2022; BRENNAN; OWENDE, 2010).

A principal área de pesquisa de biocombustíveis de microalgas é para a produção de biodiesel, principalmente para otimização da produção de microalgas ricas em lipídeos (MARKOU; NERANTZIS, 2013). A produção do biodiesel está relacionada à fração lipídica das microalgas, uma vez que os lipídios são utilizados como matéria-prima nesse processo. Ele é produzido através de um processo conhecido como transesterificação, que consiste em uma reação entre triglicerídeos e metanol, dando origem a ésteres metílicos de ácidos graxos, biodiesel e a glicerina (CHISTI, 2007). A produção de biodiesel de microalgas necessita, adicionalmente às etapas de colheita e secagem, do processo de extração do óleo, o que aumenta os custos de produção desse processo (REIS; PEREIRA, 2020).

Chisti (2007) realizaram uma comparação entre rendimento de óleo, a área requerida para cultivo e o percentual de área de cultivo existente nos EUA, para culturas oleaginosas e microalgas, de maneira a atender metade da demanda de combustível de transporte dos EUA, conforme apresentado na Tabela 3-7.

Tabela 3-7 – Comparação entre fontes de biomassa para a produção de biodiesel

Fonte	Rendimento de óleo (L ha⁻¹)	Área de cultivo necessária (M ha)¹	Porcentagem de área de cultivo existente nos EUA¹
Milho	172	1540	846
Soja	446	223	326
Canola	1.190	140	122
Jatrofa	1.892	99	77
Coco	2.689	45	54
Óleo de palma	5.950	2	24
Microalga ²	136.900	4,5	1,1
Microalga ³	58.700		2,5

1: Para atender a 50% da demanda de combustível de transporte nos EUA

2: 70% de óleo (em peso) na biomassa

3: 30% de óleo (em peso) na biomassa

Fonte: Chisti (2007)

Os autores concluíram que seria insustentável o uso de oleaginosas para suprir a demanda do combustível nos EUA, uma vez que, para a cultura oleaginosa de maior rendimento de óleo (óleo de palma), seria necessário 24% da área de cultivo disponível nos EUA, em comparação a 1,1%-2,5% para as microalgas. Isso demonstra que a cultura de microalgas apresenta maior potencial do que as culturas terrestres para suprir a demanda de combustíveis renováveis.

A utilização de microalgas para a produção de bioetanol é possível devido à presença de celulose e amido em sua parede celular (ARUTSELVAN et al., 2022). O processo de produção desse biocombustível é denominado fermentação alcoólica.

O processo de produção de bioetanol por meio da fermentação envolve as etapas de liberação do carboidrato microalgal não prontamente fermentável da célula por meio da ruptura da parede celular. Posteriormente os polissacarídeos são hidrolisados em açúcares fermentáveis, e, em seguida, uma levedura inicia o processo de fermentação em etanol. O bioetanol obtido deste processo deve ser purificado. (MEHRABADI; CRAGGS; FARID, 2015). O rendimento do bioetanol a partir da utilização de microalgas como matéria-prima está entre 50-70% (MEHRABADI; CRAGGS; FARID, 2015).

A fermentação pode apresentar maior rendimento do que a transesterificação para a produção de lipídeos, pois as células de algas cultivadas em condições normais tendem a ter mais carboidratos do que lipídeos, uma vez que o carboidrato é o primeiro produto da fotossíntese e os lipídeos apenas são produzidos em condições de estresse (MEHRABADI; CRAGGS; FARID, 2015).

As microalgas apresentam maior produtividade de bioetanol em comparação a algumas culturas terrestres de primeira e segunda geração, conforme apresentado na Tabela 3-8.

Tabela 3-8 – Comparação entre diferentes tipos de biomassa para a geração de bioetanol por área cultivada e por tempo

Fonte de biomassa	Rendimento de bioetanol (L ha⁻¹ ano⁻¹)
Palha de milho	1050-1400
Trigo	2590
Mandioca	3310
Sorgo doce	3050-4070
Milho	3640-4020
Beterraba	5010-6680
Cana de açúcar	6190-7500
Gramínea de crescimento rápido	10760
Microalgas	46760-140290

Fonte: Mussatto et al. (2010)

Outro biocombustível que pode ser obtido por meio da biomassa de microalgas é o biometano. O seu processo de produção segue as etapas da digestão anaeróbia, sendo elas a hidrólise, a acidogênese, a acetanogênese e a metanogênese (REIS; PEREIRA, 2020). Estudos no Brasil vêm sendo desenvolvidos a fim de se avaliar e otimizar a produção de biogás em sistemas compostos por LATs. Vassalle et al. (2020a) conduziram um estudo em um sistema composto por reatores UASB seguidos de LATs e decantadores e propuseram a codigestão anaeróbia da biomassa algal produzida. Os autores notaram um aumento de 25% no rendimento de metano após a codigestão anaeróbia. Dentro da realidade brasileira, em que os reatores UASB são uma importante tecnologia de tratamento de esgoto, acoplá-los às LATs é uma forma de se promover um tratamento de esgoto de baixo custo e com recuperação de subprodutos (VASSALLE et al., 2020a).

Nota-se, assim, a importância das LATs como sistema de tratamento de esgoto e de produção de microalgas que podem ser aplicadas para obtenção de diferentes subprodutos, sendo necessários avanços nas suas operações que viabilizem a sua utilização em larga escala.

4 AVALIAÇÃO DO EFEITO DA RECIRCULAÇÃO DA BIOMASSA ALGAL NAS EFICIÊNCIAS DE COLHEITA E DE TRATAMENTO EM LAGOAS DE ALTA TAXA TRATANDO ESGOTO DOMÉSTICO

4.1 Introdução

Diante da necessidade eminente de diminuir os déficits no tratamento de esgoto, especialmente em países em desenvolvimento, faz-se necessário o estudo e o desenvolvimento de tecnologias de simples operação, de baixo custo e eficientes que possibilitem a ampliação e uma maior abrangência desse serviço. No Brasil, por exemplo, apenas 55,8% da população é atendida com redes de esgotos. Ainda, somente 51,2% de todo o esgoto gerado no país recebe tratamento (BRASIL, 2022), evidenciando a necessidade de avanços nesse setor.

As LATs surgem, nesse sentido, como uma tecnologia promissora para o tratamento de esgoto, tornando importantes os estudos sobre esse sistema. No caso do Brasil, em que os reatores UASB são uma das principais tecnologias de tratamento de esgoto em número de instalações (INCT, 2018; NOYOLA et al., 2012), as LATs podem ser utilizadas como pós-tratamento, apresentando algumas vantagens em relação aos lodos ativados e em relação às lagoas convencionais (CRAGGS et al., 2014).

Contudo, apesar dos diversos benefícios que as LATs apresentam, a sua aplicação ainda tem sido lenta e incipiente. Isso se deve, principalmente, a fatores relacionados às condições de operação do sistema, como a inexistência de um método de colheita de microalgas simples e eficiente, que apresente boa relação custo-benefício (AL-JABRI et al., 2021). Esse fato gera implicações tanto em termos de eficiência de tratamento, quanto em termos de custos para o aproveitamento energético da biomassa algal.

Dentre os métodos existentes para a colheita da biomassa algal, a sedimentação combinada à floculação pode ser uma alternativa para otimizar o processo, uma vez que apresentam baixo custo e favorecem a formação de maiores agregados celulares (SHUKLA et al., 2017).

A biofloculação promove a agregação das microalgas, sem a adição de produtos químicos, evitando a contaminação da biomassa e diminuindo os custos, formando

maiores agregados celulares que poderão ser removidos por meio de sedimentação. Esse processo é realizado a partir da interação das algas com bactérias, fungos e outras algas (ALAM et al., 2016).

Para além dos métodos de colheita, estratégias operacionais que aumentem a produtividade da biomassa algal em lagoas de alta taxa também são extremamente relevantes para que seja possível pensar em aplicações reais e viáveis, técnica e economicamente, de biocombustíveis de microalgas, uma vez que aumentam o rendimento de energia (PARK; CRAGGS; SHILTON, 2013).

Assim, o objetivo desta pesquisa foi avaliar, comparativamente, o desempenho de duas LATs, operando como pós-tratamento, com iguais condições de vazão e TDH, em que somente em uma delas havia a recirculação da biomassa algal sedimentada nos decantadores de volta para as lagoas, avaliando a influência dessa configuração operacional na biofloculação das microalgas, na produtividade e nas eficiências de recuperação da biomassa algal e de tratamento de esgoto.

4.2 Material e métodos

4.2.1 Unidades experimentais

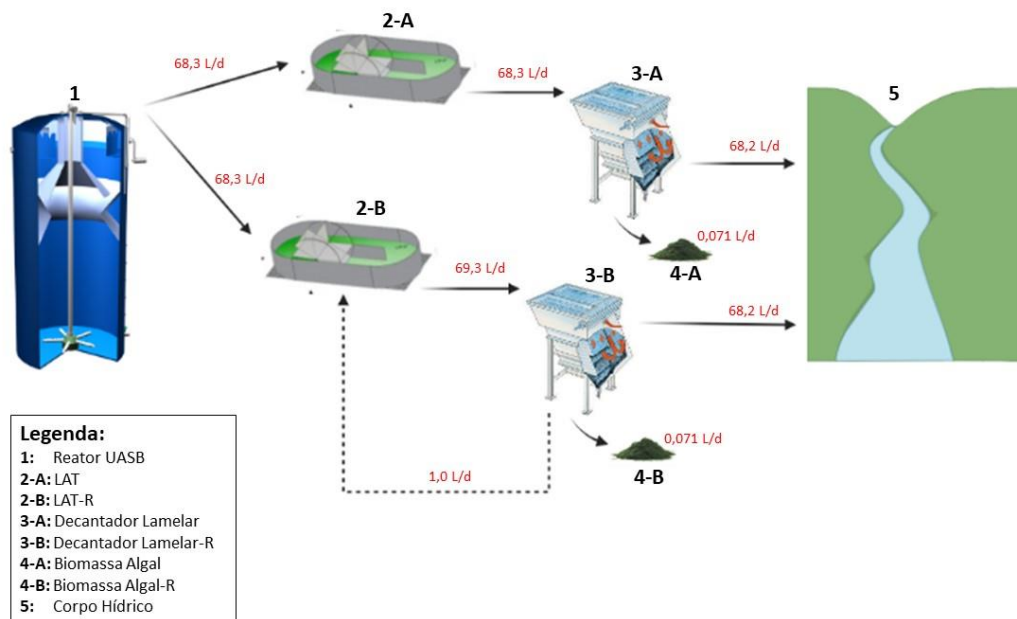
Os experimentos foram realizados em duas Lagoas de Alta Taxa (LATs) em escala piloto, instaladas no Centro de Pesquisa e Treinamento em Saneamento (CePTS), localizado em Belo Horizonte, Minas Gerais. O esgoto utilizado no presente estudo é real e proveniente da ETE Arrudas, que alimenta o sistema em escala piloto após passar por tratamento preliminar para a retirada de sólidos grosseiros.

As duas lagoas de alta taxa são idênticas e operam com as mesmas condições de vazão e TDH. Elas são fabricadas em fibra de vidro, apresentam volume igual a 205 L, área igual a 0,41 m², e foram operadas com vazão igual a 68,3 L d⁻¹ e tempo de detenção hidráulica igual a 3 dias. As LATs recebem esgoto proveniente de um reator UASB com volume útil igual a 343 L, operando com TDH igual a 7 horas. O descarte do lodo do reator UASB era realizado com uma frequência de aproximadamente 30 dias e um volume de cerca de 240 litros. O sistema ainda conta com dois decantadores lamelares fabricados em aço inoxidável, que recebem o efluente das LATs, com volume de 40 L cada, para separação e concentração da biomassa. O descarte da

biomassa sedimentada nos decantadores era realizado semanalmente, com um volume igual 500 ml para cada decantador.

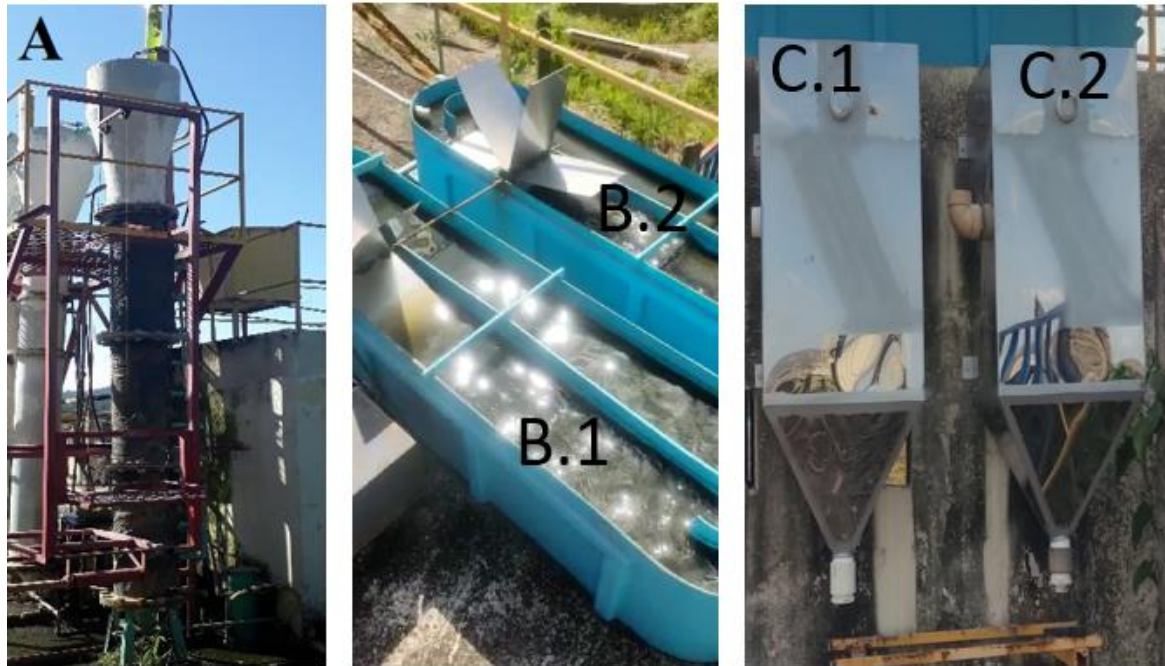
A Figura 4-1 apresenta um esquema da unidade experimental com os pontos de amostragem, localizada no CePTS e a Figura 4-2 apresenta ilustrações das unidades do sistema.

Figura 4-1 – Esquema da unidade experimental localizada no CePTS



Fonte: Autora (2023)

Figura 4-2 – Ilustrações das unidades do sistema experimental em escala piloto localizado no CePTS



*A: Reator UASB; B.1: LAT-R (com recirculação); B.2: LAT (controle, sem recirculação); C.1: Decantador lamelar, com recirculação da biomassa sedimentada para a LAT-R; C.2: Decantador lamelar sem recirculação (ligado a LAT).

Fonte: Autora (2023)

4.2.2 Recirculação da biomassa algal e biofloculação

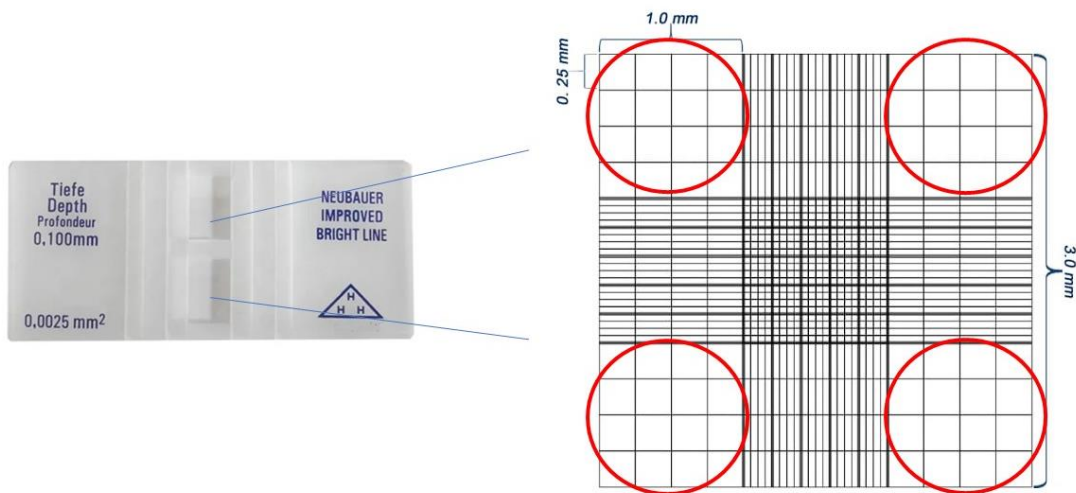
Para avaliar a biofloculação das microalgas produzidas durante o processo de tratamento, as duas lagoas de alta taxa foram operadas em paralelo de modo que, em uma delas havia recirculação de parte da biomassa algal sedimentada no decantador de volta para a lagoa (LAT-R) e em uma não havia recirculação, sendo utilizada como o controle (LAT).

Foi estabelecido, durante todo o período do experimento, um volume de recirculação igual a 1 L dia^{-1} de biomassa para a LAT-R. A recirculação consistiu em retornar para a LAT-R a biomassa sedimentada do decantador lamelar e foi realizada utilizando-se bomba peristáltica.

Além disso, foi determinado o tamanho dos flocos da biomassa algal dos efluentes da LAT e da LAT-R. Para tanto, foi utilizado microscópio óptico Nikon Eclipse 55i com uma câmera acoplada por meio do qual os flocos da biomassa das duas lagoas foram observados e fotografados para posteriormente serem medidos os seus diâmetros.

Inicialmente, preparou-se uma câmara de Neubauer (Figura 4-3) com uma lamínula e pipetou-se uma gota da amostra da lagoa a ser analisada. Tomou-se o cuidado de utilizar-se uma pipeta com maior abertura da ponta, a fim de se evitar a quebra dos flocos da biomassa (YANG et al., 2020).

Figura 4-3 – Câmara de Neubauer



Fonte: Autora (2023)

Em seguida, a câmara foi direcionada ao microscópio óptico para visualização dos flocos da biomassa das lagoas. A observação foi realizada utilizando-se uma objetiva com aumento de 10x.

Foi realizada, em um primeiro momento, a varredura da câmara na objetiva com aumento de 4x para observação da homogeneidade de distribuição dos flocos. Foram estabelecidas como áreas de contagem os quatro quadrantes das extremidades demarcados em vermelho na Figura 4-3. Esses quadrantes, em geral, são utilizados para células com maiores diâmetros, e já foram reportados como adequados para a contagem de microalgas (GONZÁLEZ-GONZÁLEZ; ELTANAHY; SCHENK, 2019; BATISTA; ANHÊ; GONÇALVES, 2017). Foram analisadas 8 amostras de cada lagoa e, para cada amostra, foram caracterizados no mínimo 100 flocos. Lund, Kipling e Le Cren (1958) recomendaram essa quantidade mínima de contagens de algas para que seja representativa da amostra, com uma precisão de $\pm 20\%$ e limites de confiança de 95%. As fotomicrografias foram tiradas de toda a câmara de Neubauer, mas, a depender da abundância de células da amostra, foi considerada para a contagem e dimensionamento os quatro quadrantes das extremidades laterais, mas sempre no

mínimo dois quadrantes diagonalmente opostos, a fim de se manter a representatividade da amostra. Por esse motivo, em muitas das amostras o número de flocos medidos foi superior aos 100 flocos mínimos estabelecidos. Ademais, foram medidas todas as células com diâmetro superior a 1 μm compreendidas nas áreas de contagem.

Isso posto, a partir das fotomicrografias tiradas, tomando como escala a distância conhecida da lateral do menor quadrante da câmara, igual a 0,25 mm (Figura 4-3), foram realizadas as medições com o auxílio do software AUTOCAD 2023. O Apêndice B apresenta exemplos de como foram realizadas as medições por meio do software.

Os flocos foram caracterizados quanto ao seu diâmetro equivalente (YANG et al., 2020). O diâmetro equivalente é o diâmetro de um círculo com a área equivalente à área do floco medido, sendo que a área do floco é definida como toda a área da imagem do floco, incluindo a área de poros vazios no floco (XIAO, 2004).

Ademais, o tempo de residência celular na LAT-R foi calculado a partir da Equação (4-1) (VON SPERLING, 2016).

$$\theta = \frac{SSV_{LAT-R} \cdot V}{(Q - Q_{ex}) \cdot SSV_{DEC-R} + Q_{ex} \cdot SSV_{Biomassa-R}} \quad (4-1)$$

Em que: θ = idade do lodo (d); SSV_{LAT-R} = concentração de sólidos em suspensão voláteis na LAT-R (g m^{-3}); V = volume da lagoa (m^3); Q = vazão ($\text{m}^3 \text{d}^{-1}$); Q_{ex} = vazão de lodo excedente ($\text{m}^3 \text{d}^{-1}$); SSV_{DEC-R} = concentração de sólidos em suspensão voláteis no efluente do decantador com recirculação (g m^{-3}); e $SSV_{BIOMASSA-R}$ = concentração de sólidos em suspensão voláteis na biomassa recirculada (g m^{-3}).

4.2.3 Pontos de amostragem para análises

O monitoramento do sistema foi realizado no período entre outubro de 2022 e fevereiro de 2023, totalizando 105 dias de operação e 19 amostragens. Foram coletadas amostras da fase líquida e da fase sólida do sistema, conforme descrito a seguir:

- Fase líquida: efluente do reator UASB; licor misto das duas LATs; e efluente tratado dos dois decantadores lamelares.
- Fase sólida: biomassa algal sedimentada dos decantadores lamelares.

Análises físico-químicas foram realizadas semanalmente para a caracterização do efluente e eficiência de tratamento do sistema, para as análises de produtividade e eficiência de colheita, bem como para a determinação da idade do lodo do sistema.

Os parâmetros analisados foram: Sólidos em Suspensão Totais (SST), Sólidos em Suspensão Voláteis (SSV), Nitrogênio Amoniacoal e Demanda Química de Oxigênio (DQO), de acordo com Standard Methods (APHA, 2017). Foram realizadas, também, medições em campo de pH, Temperatura e Oxigênio Dissolvido (OD), utilizando sonda HACH (HQ30D).

4.2.4 Eficiência do tratamento de esgoto

A avaliação da eficiência do tratamento do esgoto foi realizada por meio da análise do afluente das LATs e do efluente final de cada uma das configurações operacionais propostas após sedimentação, em relação aos parâmetros DQO e Nitrogênio Amoniacoal, a partir da Equação (4-2).

$$ER = \frac{C_a - C_e}{C_a} \times 100 \quad (4-2)$$

Em que: C_a = Concentração afluente do parâmetro analisado; e C_e = concentração efluente do parâmetro analisado.

4.2.5 Produtividade da biomassa algal

A Equação (4-3), proposta por Oswald (1988) foi utilizada no presente estudo para o cálculo da produtividade da biomassa ($\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$).

$$\text{Produtividade da biomassa algal} = \frac{d \cdot \text{SSV}}{\text{TDH}} \quad (4-3)$$

Em que: d = profundidade da lagoa (m); SSV = concentração de sólidos suspensos voláteis (mg L^{-1}); e TDH = tempo de detenção hidráulica (dias).

Para a LAT-R foi utilizada a Equação (4-3) adaptada, descontando-se a concentração de sólidos que era recirculada diariamente para a lagoa. Assim, obteve-se a Equação (4-4) para o cálculo da produtividade na LAT-R.

$$\text{Produtividade da biomassa algal} = \frac{d \cdot \text{SSV}_{\text{LAT-R}}}{\text{TDH}} \quad (4-4)$$

Sendo que $\text{SSV}_{\text{LAT-R}}$ é calculado como o SSV presente na LAT subtraído do SSV da biomassa recirculada, como apresentado na Equação (4-5).

$$\text{SSV}_{\text{LAT-R}} = \frac{(\text{SSV}_{\text{LAT-R}} \cdot V) - \text{SSV}_{\text{recirculado}}}{V} \quad (4-5)$$

Em que: $\text{SSV}_{\text{LAT-R}}$ = concentração de sólidos na lagoa antes da entrada dos sólidos recirculados (mg L^{-1}); $\text{SSV}_{\text{recirculado}}$ = massa de sólidos na biomassa recirculada (mg); V = volume da lagoa (L).

Além disso, foi calculada a produtividade da biomassa coletável, representada pela produtividade da biomassa calculada pelas Equações (4-3) e (4-4) multiplicadas pelas eficiências de colheita, obtidas conforme apresentado no item 4.2.6.

4.2.6 Separação e colheita da biomassa algal

A separação e a colheita da biomassa algal foram realizadas por meio de sedimentação nos tanques de decantação presentes na planta piloto localizada no CePTS.

A eficiência de colheita da biomassa foi calculada de acordo com a Equação (4-6), determinada como a porcentagem de biomassa algal presente nas LATs, em termos de SST, que foi removida por meio de decantação.

$$\text{Eficiência de colheita da biomassa (\%)} = \frac{\text{SST}_{\text{LAT}} - \text{SST}_{\text{efluente}}}{\text{SST}_{\text{LAT}}} * 100 \quad (4-6)$$

Em que: SST_{LAT} = concentração de sólidos suspensos totais do licor misto dentro da LAT (mg L^{-1}); $\text{SST}_{\text{efluente}}$ = concentração de sólidos suspensos totais do efluente após decantação (mg L^{-1}).

4.2.7 Tratamento estatístico dos dados

As análises de estatística descritiva foram realizadas com o auxílio do software Microsoft Excel. Para avaliar a existência de diferenças significativas entre as duas lagoas quanto à produtividade e às eficiências de colheita da biomassa algal e de

tratamento do esgoto foi aplicado o teste não paramétrico U de Mann Whitney, com nível de significância de 5%. Para avaliar a existência de correlção entre variáveis analisadas, foi utilizado o teste não paramétrico de Coeficiente de correlação para postos de Spearman.

4.3 Resultados e discussão

De modo a facilitar a compreensão dos resultados, convencionou-se adotar as seguintes siglas para o sistema que está sendo operado sem recirculação da biomassa: LAT, Decantador e Biomassa, e, para o que está sendo operado com recirculação da biomassa: LAT-R, Decantador-R e Biomassa-R.

Antes do início da operação dos sistemas, foram projetados e confeccionados dois decantadores lamelares, com o objetivo de melhorar a eficiência de tratamento e a colheita da biomassa algal. Após a instalação dos decantadores, realizou-se a mistura das duas lagoas, para que elas comesçassem a operar com as mesmas condições. Assim, a recirculação foi instalada e iniciou-se a fase de partida do sistema e aclimatação da biomassa.

4.3.1 Caracterização físico-química do esgoto em diferentes pontos de amostragem do sistema

A Tabela 4-1 apresenta a caracterização físico-química do esgoto em diferentes pontos de amostragem do sistema.

Tabela 4-1 – Caracterização físico-química dos diferentes pontos de amostragem do experimento

	Afluente	Licor Misto		Efluente		Biomassa	
		LAT	LAT-R	Decantador	Decantador-R	Biomassa	Biomassa-R
		Média ± DV	Média ± DV	Média ± DV	Média ± DV	Média ± DV	Média ± DV
pH	7,6 ± 0,2	8,2 ± 0,4	8,3 ± 0,7	8,3 ± 0,3	8,5 ± 0,3	-	-
Temperatura (°C)	27,2 ± 1,4	26,5 ± 1	26,2 ± 0,8	28,0 ± 2,3	28,0 ± 2,0	-	-
OD (mg L ⁻¹)	1,0 ± 0,5	10,2 ± 3,0	13,7 ± 2,8	8,7 ± 3,3	8,4 ± 3,3		
SST (mg L ⁻¹)	89,8 ± 80,1	100,9 ± 86,9	323,5 ± 249,9	39,1 ± 20,7	38,6 ± 22,7	25.469,7 ± 7.855,9	11.663,7 ± 7.855,9
SSV (mg L ⁻¹)	62,6 ± 57,9	77,2 ± 62,9	237,9 ± 174,4	36,7 ± 19,0	34,9 ± 20,9	15.090,4 ± 5456,4	7.283,3 ± 4627,3
SSV/SST	0,72	0,79	0,76	0,95	0,90	0,61	0,65
DQO (mg O ₂ L ⁻¹)	189,1 ± 143,0	97,5 ± 78,0	113,5 ± 119,9	108,2 ± 58,9	121,7 ± 93,5	-	-
N-NH ₄ ⁺ (mg L ⁻¹)	33,77 ± 12,22	13,41 ± 12,08	5,68 ± 7,36	14,62 ± 8,11	4,92 ± 5,46	-	-

Fonte: Autora (2023)

Assim como já mencionado em outros estudos que trabalharam com lagoas de alta taxa, em sistemas não controlados e com influência de várias variáveis climáticas e ambientais é comum que se tenha grandes desvios em relação à média, como os apresentados na Tabela 4-1 (ASSEMANY et al., 2015).

Para o efluente do reator UASB, foram encontradas, em relação à concentração de sólidos, valores médios iguais a 89,8 mg L⁻¹ de SST e iguais a 62,6 mg L⁻¹ de SSV. Em relação à matéria orgânica, os valores médios de DQO nesse efluente foram iguais a 189,1 mg L⁻¹ e, por fim, para nitrogênio amoniacal, foram obtidos valores médios iguais a 33,77 mg L⁻¹. Os valores encontrados estão próximos às concentrações típicas desses parâmetros em efluentes de reatores UASB (VON SPERLING, 2014), em que são reportadas concentrações entre 180 e 270 mg L⁻¹ para DQO, 60 e 100 mg L⁻¹ para SS e > 15 mg L⁻¹ para nitrogênio amoniacal.

A partir da análise da Tabela 4-1 percebe-se que o pH e a temperatura de ambas as lagoas apresentaram valores próximos, em torno de 8,2 e 26°C, aproximadamente. Na literatura são reportados valores máximos de pH, em operações sem adição de CO₂, em torno de 8,8 (COUTO et al., 2021). O valor máximo obtido para a LAT-R ultrapassa esse valor, chegando a aproximadamente 9, o que pode estar relacionado a uma maior atividade fotossintética nessa lagoa, promovendo o aumento do consumo de CO₂ e, conseqüentemente, a elevação do pH.

Já em relação ao oxigênio dissolvido, esse parâmetro apresentou valores médios maiores para a lagoa com recirculação, iguais a 13,7 mg L⁻¹, em comparação com a LAT, igual a 10,2 mg L⁻¹, o que também pode ser indicativo de uma maior atividade fotossintética na lagoa com recirculação, uma vez que ela apresenta maiores concentrações de algas.

Ainda, para o licor misto das LATs, as concentrações médias foram iguais a 100,9 mg L⁻¹, para SST e 77,2 mg L⁻¹ para SSV para a LAT, e, para a LAT-R, os valores para SST obtidos foram iguais a 323,5 mg L⁻¹ e para os SSV iguais a 237,9 mg L⁻¹. Estudos realizados em LATs no Brasil, em sistemas que operam sem a recirculação da biomassa e recebendo efluente pós-tratado de reator UASB, apresentaram valores médios iguais a 209,23 mg L⁻¹ para SST e 157,9 mg L⁻¹ para SSV (ASSEMANY et al., 2015), 200 mg L⁻¹, para SST e 152 mg L⁻¹ para SSV (SANTIAGO et al., 2013), 141,4

mg L⁻¹, para SST e 95,6 mg L⁻¹ para SSV (VASSALLE et al., 2022). Nota-se que as concentrações para a LAT-R são superiores aos valores encontrados na literatura, o que está relacionado ao maior aporte de sólidos para essa lagoa devido à recirculação. Para a LAT os valores foram inferiores aos encontrados na literatura. Esse fato pode ser devido as menores concentrações de SST e SSV do efluente do reator UASB que foram direcionados para a LAT nesta pesquisa, em comparação as pesquisas de Assemany et al. (2015) e Santiago et al. (2013), iguais a 96 mg L⁻¹ e 75 mg L⁻¹. Além disso, a diluição dos esgotos durante o período chuvoso entre os meses de outubro/2022 a fevereiro/2023 pode ter influenciado na produção de algas durante o tratamento.

Para os efluentes dos decantadores lamelares, as concentrações médias de SST e SSV foram próximas para os dois sistemas, iguais a, respectivamente, 39,1 mg L⁻¹ (LAT) e 38,6 mg L⁻¹ (LAT-R), e 36,7 mg L⁻¹ (LAT) e 34,9 mg L⁻¹ (LAT-R). Em relação a DQO e ao nitrogênio amoniacal, os resultados obtidos para o sistema sem recirculação foram iguais a 108,2 mg L⁻¹ e 14,62 mg L⁻¹, respectivamente, e para a LAT-R, iguais a 121,7 mg L⁻¹ e 4,92 mg L⁻¹, respectivamente. A partir da aplicação do teste não paramétrico U de Mann Whitney, com nível de significância de 5%, identificou-se que apenas para o parâmetro nitrogênio amoniacal houve diferenças significativas nas concentrações dos efluentes do Decantador e do Decantador-R.

Vassalle et al. (2020a) realizaram estudo nas mesmas lagoas durante o período de um ano, porém sem recirculação e com TDH de 8 dias, e encontraram concentrações médias de nitrogênio amoniacal iguais a 16,67 mg L⁻¹. Espinosa et al. (2022) também realizaram estudo nas mesmas lagoas operando sem recirculação da biomassa algal e encontraram concentrações médias no efluente final de nitrogênio amoniacal iguais a 16,1 mg L⁻¹. Assim, percebe-se as concentrações encontradas são superiores às obtidas para a LAT-R.

4.3.2 Recirculação da biomassa algal e biofloculação

Devido à recirculação da biomassa, a idade do lodo é maior para o sistema recirculado. O tempo de residência celular do sistema composto pela LAT controle foi igual ao TDH (3 dias), já o da LAT-R teve uma média igual a 23 dias.

Além disso, a recirculação da biomassa algal sedimentada no decantador de volta para a lagoa promoveu a biofloculação e, conseqüentemente, a formação de maiores agregados celulares na lagoa. A partir da medição do tamanho dos flocos da biomassa algal da LAT e da LAT-R e da aplicação do teste não paramétrico U de Mann Whitney, verificou-se que os flocos formados na LAT-R são significativamente maiores do que os formados na LAT, sendo os valores médios iguais a, respectivamente, 32,80 μm e 12,11 μm . O resumo da estatística descritiva das médias das amostras analisadas é apresentado na Tabela 4-2.

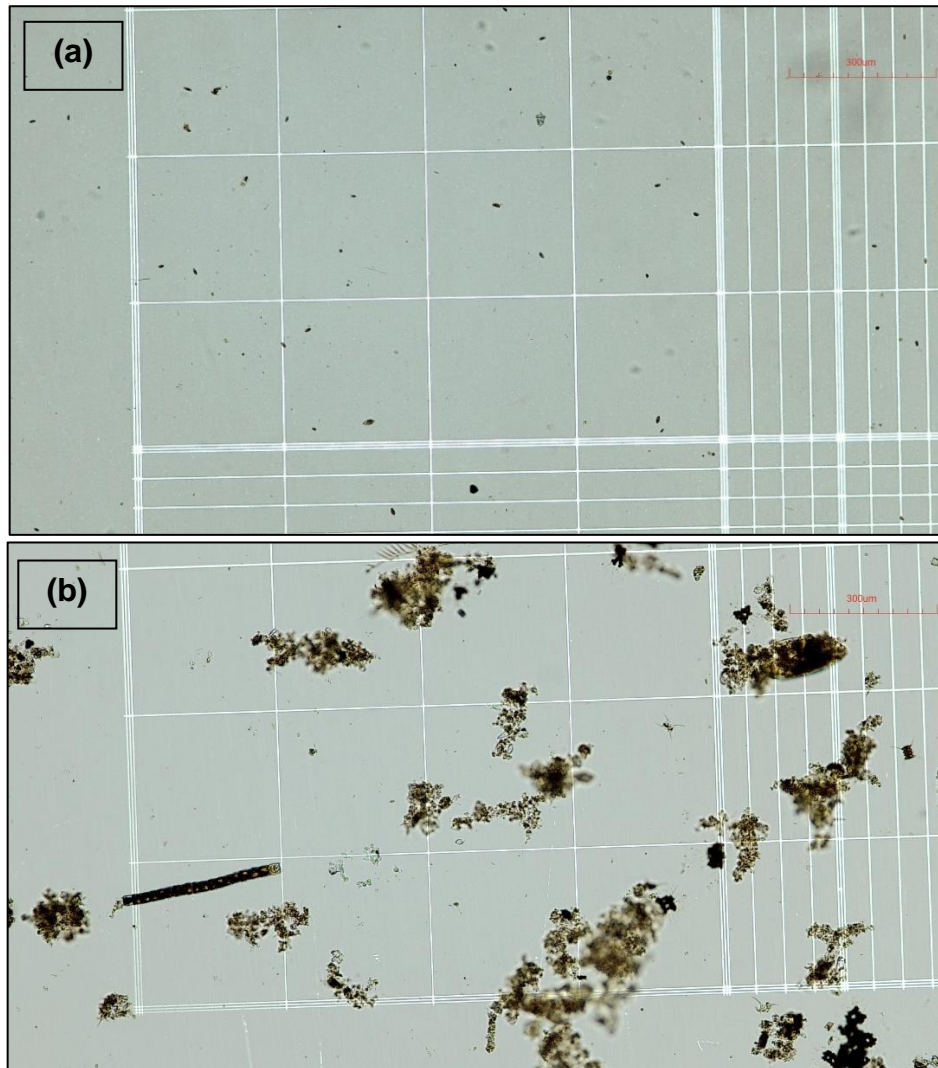
Tabela 4-2 – Valores médios do tamanho dos flocos das biomassas algais da LAT e da LAT-R

	Unidade	Mínimo	Média \pm Desvio Padrão	Mediana	Máximo
LAT	μm	9,61	12,11 \pm 2,83	11,10	16,60
LAT-R	μm	22,81	32,80 \pm 8,71	31,43	47,77

Fonte: Autora (2023)

A Figura 4-4 apresenta uma comparação entre os flocos gerados pelas duas lagoas durante o período em que estava ocorrendo a recirculação da biomassa. O Apêndice A apresenta fotomicrografias de alguns campos do microscópico óptico durante o período em que uma das lagoas estava operando com recirculação da biomassa, em que é possível verificar, para a maioria das amostras, as diferenças de tamanhos dos flocos entre a LAT e a LAT-R, comprovando que a recirculação promove a formação de maiores agregados celulares.

Figura 4-4 – Comparação entre os flocos gerados pela LAT (a) e pela LAT-R (b) (objetiva de 10x)

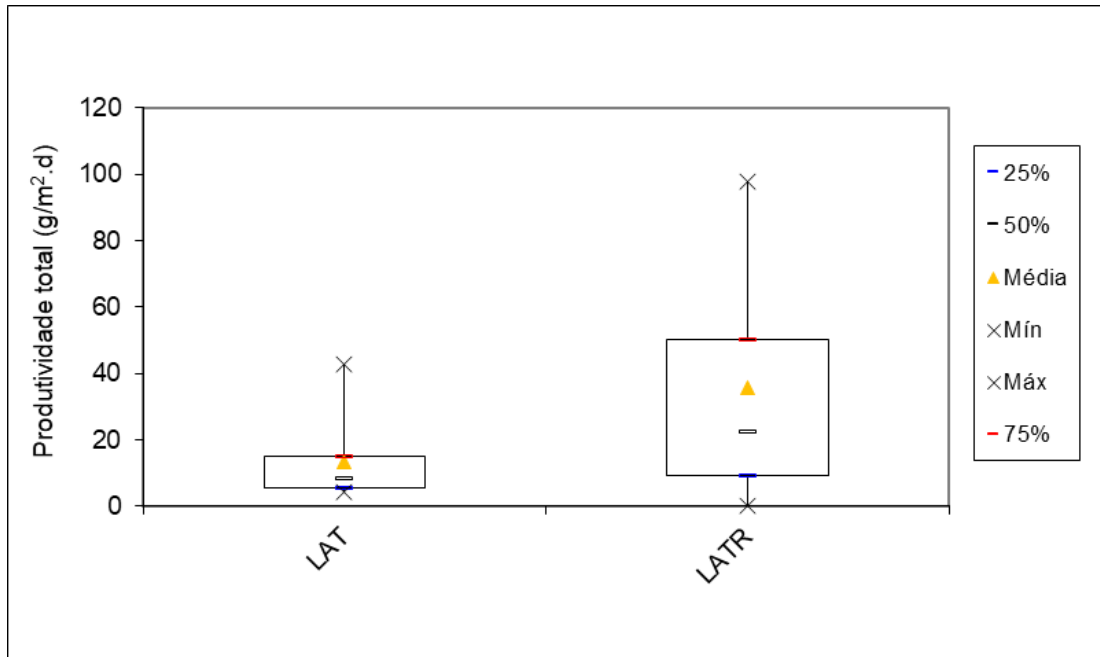


Fonte: Autora (2023)

4.3.3 Produtividades total e coletável da biomassa algal

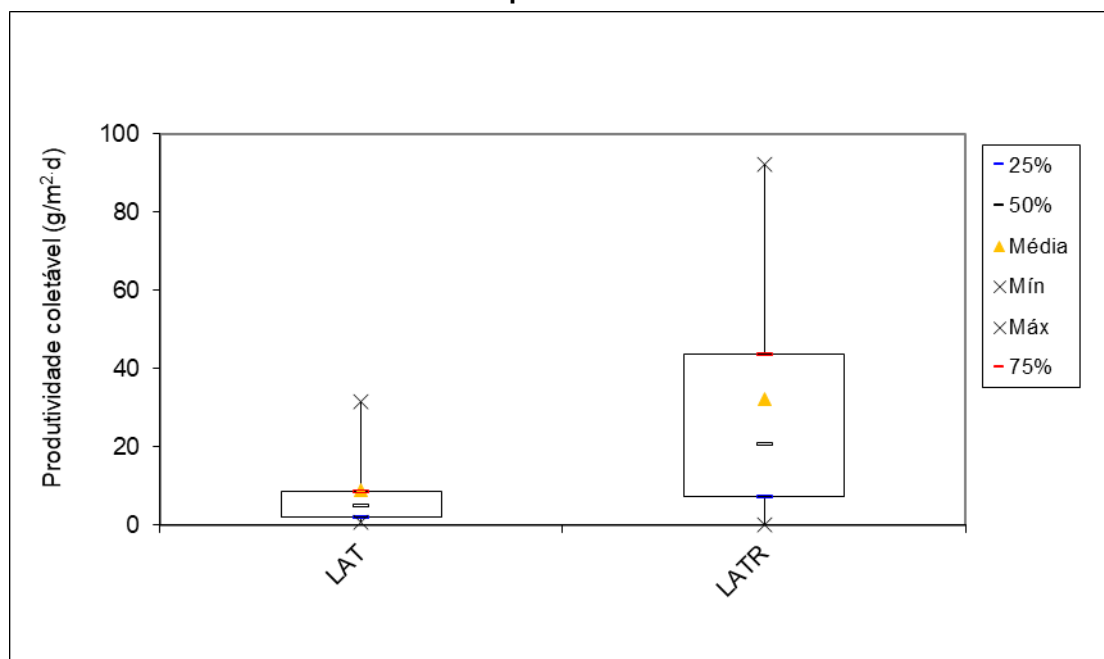
A partir da aplicação do teste não paramétrico U de Mann Whitney, com nível de significância de 5%, concluiu-se que as produtividades total e coletável na LAT-R foram significativamente maiores do que na LAT ($p < 0,05$). Na Figura 4-5 e na Figura 4-6 são apresentadas as produtividades dos sistemas.

Figura 4-5 – Produtividade total de microalgas na LAT e na LAT-R durante o período experimental



Fonte: Autora (2023)

Figura 4-6 – Produtividade de microalgas coletáveis na LAT e na LAT-R durante o período experimental



Fonte: Autora (2023)

A partir da análise da Figura 4-5 e da Figura 4-6, tem-se que a produtividade total média da LAT neste período foi igual a $13,6 (\pm 11,70) \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, e para a LAT-R, igual a $35,9 (\pm 33,9) \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. A produtividade da biomassa coletável apresentou valores

médios iguais a 9,0 ($\pm 4,85$) g m⁻² d⁻¹ e 32,3 ($\pm 20,85$) g m⁻² d⁻¹, para a LAT e LAT-R, respectivamente.

A produtividade teórica de sistemas de lagoas abertas varia entre 50 e 60 g m⁻² d⁻¹ (CHRISTENSON; SIMS, 2011), contudo essa produtividade é superestimada, dificilmente alcançando valores entre 10 e 20 g m⁻² d⁻¹ (SHEN et al., 2009).

Nota-se que, apesar de nenhuma das duas lagoas terem apresentado valores médios de produtividade dentro do que é esperado teoricamente, na LAT-R o valor máximo ultrapassou o valor de 60 g m⁻² d⁻¹.

Além disso, a produtividade total na LAT está dentro do que é estabelecido por Shen et al. (2009) e as produtividades totais e coletáveis na LAT-R superaram o que foi estabelecido pelo autor para sistemas de lagoas abertas.

Ademais, a produção de biomassa na LAT-R apresentou valores médios mais elevados do que em outros estudos em lagoas de alta taxa com diferentes condições de cultivo. É importante ressaltar que na presente pesquisa não foram utilizadas adições de CO₂ no sistema, apesar de essa ser uma prática usualmente reportada na literatura para o controle de pH e como estratégia para o aumento da produtividade em LATs.

Mehrabadi, Farid e Craggs (2017) e Park, Craggs e Shilton (2013) estudaram LATs com e sem adição de CO₂, sendo que o último estudo inclui, também, como estratégia operacional a recirculação da biomassa. Mehrabadi, Farid e Craggs (2017) reportaram valores de produtividade médios iguais a 13,5 g m⁻² d⁻¹ (sem CO₂) e 20,9 g m⁻² d⁻¹ (no melhor cenário de adição de CO₂) no verão. Park, Craggs e Shilton (2013) reportaram valores de 12,1 g m⁻² d⁻¹ (sem recirculação) e 12,7 g m⁻² d⁻¹ (com recirculação), no verão e 5,8 g m⁻² d⁻¹ (sem recirculação) e 8,7 g m⁻² d⁻¹ (com recirculação), na primavera, todos com adição de CO₂. Observa-se que, mesmo sem adição de CO₂ foram obtidos valores de produtividade maiores para a LAT-R, o que evidencia a influência da recirculação no aumento da produção de biomassa algal em LATs. Destaca-se que foram selecionadas as estações do ano verão e primavera, pois são as compatíveis com o período de experimento na LAT e na LAT-R.

Além disso, as condições ambientais também apresentam influência na produtividade da biomassa algal. Assemany et al. (2015) demonstraram que um bloqueio da radiação solar de 80% inibiu o crescimento da biomassa algal. Desta forma, apesar de outros estudos já terem incluído a recirculação da biomassa algal como estratégia operacional, Gutiérrez et al. (2016), obtiveram-se produtividades totais iguais a $3,3 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ para o controle sem recirculação e $5,5 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ para a lagoa recirculada, no verão, valores inferiores aos encontrados no presente trabalho para a LAT e para a LAT-R. Ressalta-se que o estudo de Gutiérrez et al. (2016) foi realizado na Espanha, com condições de temperatura e radiação diferentes da realidade brasileira.

No Brasil, há estudos reportados na literatura com LATs operando com recirculação da biomassa algal tratando digestato (TORRES-FRANCO et al., 2021), em que foram obtidas produtividades de até $9 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, que diminuíram com o aumento da concentração de digestato. Para o tratamento de esgoto doméstico, não há estudos, até o momento da realização desta pesquisa, de LATs que operem com recirculação da biomassa algal no país.

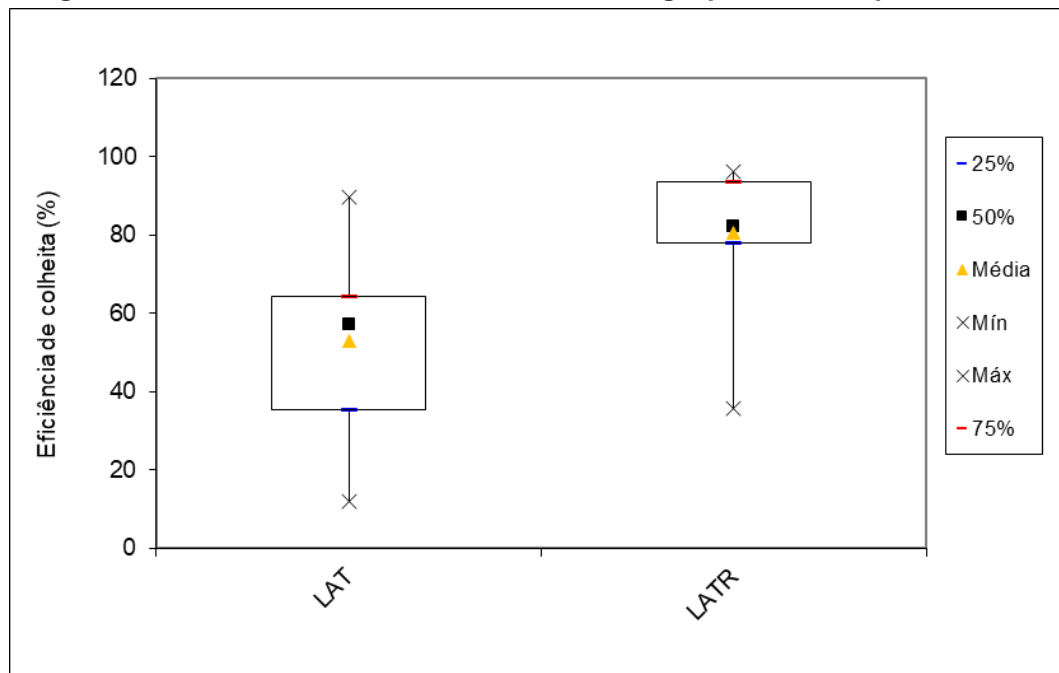
Assim, percebe-se que a recirculação, nas condições propostas nesta pesquisa, aumentou a produtividade da biomassa algal, corroborando com resultados apresentados por Park, Craggs e Shilton (2013). A relação da recirculação com o aumento da produtividade relaciona-se, de acordo com os mesmos autores, a alguns fatores como o aumento do tempo de residência celular, permitindo uma melhor utilização da luz incedente pelas algas, e ao aumento da proporção de maiores agregadores celulares.

4.3.4 Eficiência de separação/colheita da biomassa algal

A Figura 4-7 apresenta um resumo da estatística descritiva das eficiências de colheita da biomassa algal da LAT e da LAT-R durante o período de 105 dias de experimento.

A partir da aplicação do teste não paramétrico U de Mann Whitney, com nível de significância de 5%, concluiu-se que as eficiências de colheita da LAT-R foram significativamente maiores do que as da LAT.

Figura 4-7 – Eficiência de colheita da biomassa algal para a LAT e para a LAT-R

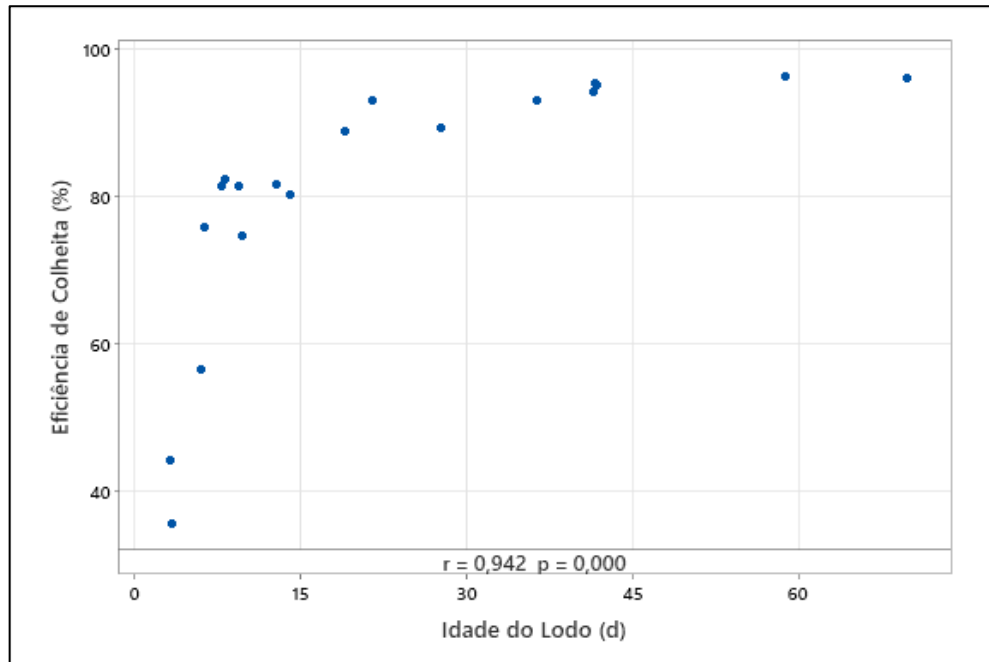


Fonte: Autora (2023)

Durante o período de operação do sistema, observaram-se concentrações médias de SST iguais a 100,9 mg L⁻¹ e 39,1 mg L⁻¹ no licor misto da LAT controle e no efluente do decantador acoplado a ela, respectivamente, e de 323,5 mg L⁻¹ e 38,6 mg L⁻¹ para a LAT-R e para o Decantador-R. Assim, as eficiências de colheita médias, neste período, foram iguais a 53% para a LAT e 81% para a LAT-R.

Um dos fatores que se relaciona com uma maior eficiência de colheita é o aumento da idade do lodo, uma vez que maiores tempos de residência celular contribuem para a formação natural de flocos celulares. Assim, como a LAT-R apresentou valores médios maiores para esse parâmetro em comparação com a LAT, iguais a, respectivamente, 23 e 3 dias, esse fator pode ter tido influência na maior eficiência de colheita observada para esse sistema. A correlação entre esses dois parâmetros foi confirmada a partir da aplicação do teste não paramétrico de Coeficiente de correlação para postos de Spearman, em que observou-se a existência de uma correlação positiva forte ($r=0,942$) e estatisticamente significativa ($p<0,05$), conforme pode ser observado na Figura 4-8.

Figura 4-8 – Correlação de Spearman entre a Idade do lodo e a Eficiência de colheita da biomassa algal



Fonte: Autora (2023)

Valigore et al. (2012) também encontraram essa relação, sendo que a eficiência de colheita aumentou de 13% para 93% com o aumento do tempo de residência celular de 8 dias para 40 dias.

Alguns autores atribuem uma melhor eficiência de colheita à predominância de algumas espécies maiores de algas e capazes de formarem maiores colônias. Park, Craggs e Shilton (2011) observaram que em uma lagoa com recirculação de 1 L d^{-1} e com a inculcação de espécies do gênero *Pediastrum sp*, houve a predominância dessa espécie na lagoa, de 90% em relação a 50% do controle, e, conseqüentemente, uma melhora na colheita de biomassa, que passou de 60% no controle para 80% na lagoa com recirculação. Ressalta-se que os autores realizaram, além da recirculação da biomassa, adição de CO_2 . Gutierrez et al. (2016) avaliaram o reciclo de 2 a 10% da biomassa algal ao longo de um ano e observaram um aumento na eficiência de colheita da biomassa algal, de 75-89% no controle para 92-94% com a recirculação, além de comprovar que esse sistema com reciclo seleciona espécies de microalgas de sedimentação mais rápida.

Desta forma, ao se realizar a recirculação de 1 L d^{-1} para a LAT-R, foi promovida a biofloculação nessa lagoa, como demonstrado na Figura 4-4 por meio de imagens

microscópicas obtidas de amostras da LAT e da LAT-R, e, conseqüentemente, houve a predominância de maiores agregados celulares na lagoa.

Percebe-se que as eficiências foram próximas às encontradas por Park, Craggs e Shilton (2011), mesmo que para a LAT-R não tenha sido utilizada como estratégia a adição de CO₂. Contudo, em relação ao estudo de Gutiérrez et al. (2016), as eficiências médias foram relativamente menores. Destaca-se, assim, três pontos, o primeiro deles é o tempo operacional de apenas de 3 (três) meses para a LAT-R, em comparação ao período de 12 (doze) meses de operação executados por Gutiérrez et al. (2016), que pode ter influência sobre os resultados obtidos. Além disso, pode se fazer necessário avaliar diferentes vazões de recirculação que otimizem a recuperação da biomassa algal, para além do estipulado, igual a 1 L d⁻¹. Por fim, apesar das médias obtidas serem menores do que as encontradas por Gutiérrez et al. (2016), a diferença percentual entre a lagoa controle e a recirculada foi de apenas 5% a 17%, em comparação a 28% encontrados para a LAT e para a LAT-R, demonstrando o potencial do sistema proposto para aumentar a eficiência de recuperação da biomassa algal.

Portanto, a combinação da biofloculação, promovida pela recirculação da biomassa, com o processo de sedimentação permitem uma melhoria no processo de colheita, estando de acordo com o que é mencionado por Singh e Patidar (2018), que afirmam que a combinação de diferentes técnicas de colheita podem aumentar a eficiência de recuperação da biomassa algal.

A colheita eficiente da biomassa algal é importante para fins de aproveitamento desse subproduto, mas, também, para a manutenção da qualidade do efluente final e atendimento às legislações vigentes para lançamento de efluentes em corpos d'água.

Em âmbito estadual, tem-se a Deliberação Normativa Conjunta COPAM-CERH/MG, nº 8, de 21 de novembro de 2022 (MINAS GERAIS, 2022), que determina, para sistemas de lagoas de estabilização, as concentrações máximas de SST permitidas para lançamento iguais a 150 mg L⁻¹ e para os demais sistemas, de até 100 mg L⁻¹. Assim, o efluente de ambos os sistemas atendem ao que é exigido pela legislação.

4.3.5 Eficiência de remoção de matéria orgânica, sólidos e nutrientes

Em relação ao pós-tratamento de esgoto nos sistemas com e sem recirculação da biomassa, foram avaliadas as eficiências de remoção de matéria orgânica, sólidos e nutrientes.

A Tabela 4-3 apresenta um resumo das concentrações médias e desvio padrão, assim como as eficiências de remoção de DQO, sólidos e nitrogênio amoniacal.

Tabela 4-3 – Concentrações e Eficiências de remoção DQO, sólidos e nitrogênio amoniacal dos sistemas com e sem recirculação

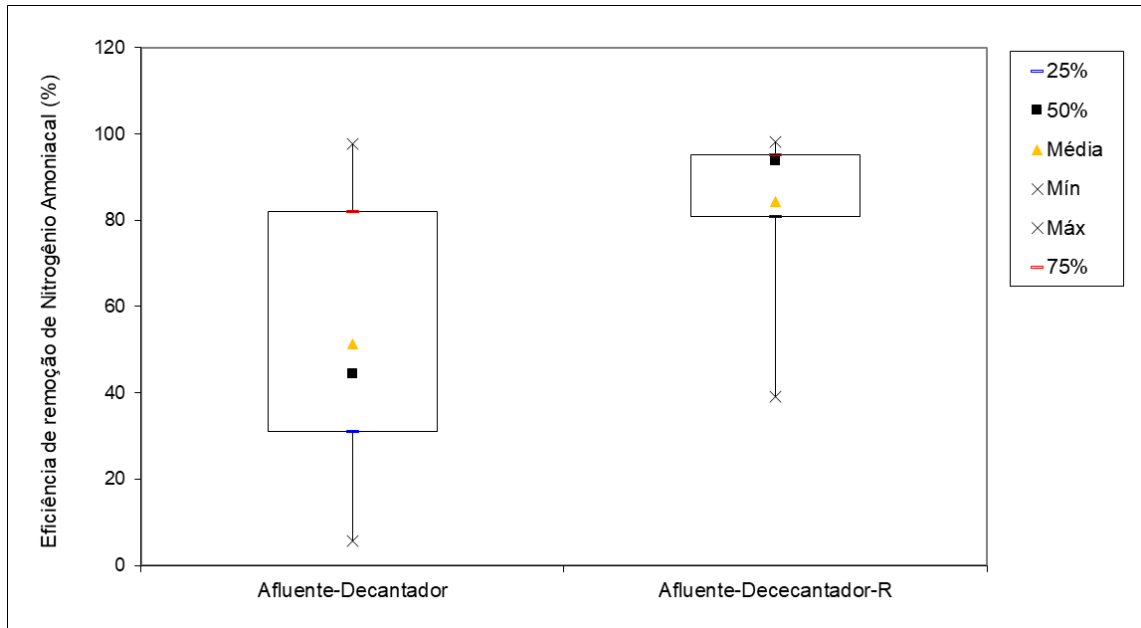
	Concentrações (mg L ⁻¹) Média ± DV			Eficiências de remoção (%)	
	Afluente	Decantador	Decantador-R	Decantador	Decantador-R
DQO	189,1 ± 143,0	108,2 ± 58,9	121,7 ± 93,5	26	20
SST	89,8 ± 80,1	39,1 ± 20,7	38,6 ± 22,7	56	57
SSV	62,6 ± 57,9	36,7 ± 19,0	34,9 ± 20,9	41	44
Nitrogênio Amoniacal	33,77 ± 12,22	14,62 ± 8,11	4,92 ± 5,46	51	84

Fonte: Autora (2023)

As eficiências de remoção de DQO apresentaram valores baixos para ambas as lagoas, iguais a 26% para o sistema LAT-Decantador e 20% para o sistema LAT-R-Decantador-R. Ressalta-se que esses dados correspondem às amostras não filtradas e, portanto, os sólidos presentes no efluente têm forte efeito sobre os dados de remoção. Desta forma, estudos futuros devem incluir dados de DQO filtrada e não filtrada, a fim de se avaliar a quantidade de matéria orgânica efetivamente removida. Além disso, outros estudos que operaram LATs com esgoto pré tratado proveniente de reatores UASB obtiveram eficiências na mesma faixa de valor, igual a 26% (SANTIAGO et al., 2013), estando essa eficiência de remoção mais baixa relacionada a menor biodegradabilidade do afluente das lagoas devido ao tratamento anaeróbio (UASB) prévio. Apesar das baixas eficiências de remoção obtidas, ambos os sistemas (LAT e LAT-R) atenderam às concentrações estabelecidas para lançamento de efluentes, de no máximo 180 mg L⁻¹ (MINAS GERAIS, 2022).

Para o parâmetro nitrogênio amoniacal, as eficiências médias de remoção apresentaram valores iguais a 51% e 84%, para os sistemas sem e com recirculação, respectivamente, de acordo com o que é apresentado na Figura 4-9.

Figura 4-9 – Eficiências de remoção de Nitrogênio Amoniacal nos sistemas com e sem recirculação



Fonte: Autora (2023)

Sistemas compostos por LATs seguidas de decantação podem atingir remoções de N-NH₄ em torno de 55% (VASSALLE et al., 2021) e 47% a 61% (VASSALLE et al., 2020a). Sendo que a remoção média desse parâmetro em LATs é igual a 77% (YOUNG; TAYLOR; FALLOWFIELD, 2017). Assim, as eficiências médias obtidas para a LAT-R foram superiores a esses percentuais, indicando a possível influência da recirculação na remoção desse contaminante.

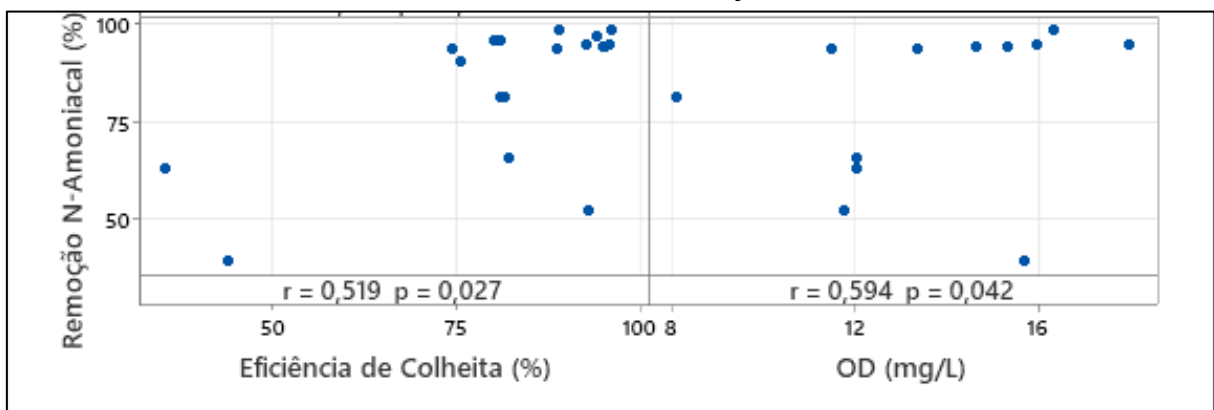
Ao contrário dos resultados obtidos por Park, Craggs e Shilton (2011) e Gutiérrez et al. (2016), que também avaliaram sistemas de LAT com recirculação da biomassa e não encontraram diferenças significativas entre as remoções de N-NH₄ para as lagoas com e sem recirculação, na presente pesquisa as eficiências medianas de remoção da LAT-R foram estatisticamente superiores as da LAT ($p < 0,05$), demonstrando, novamente, a influência que esta configuração operacional pode apresentar sobre esse parâmetro.

O aumento da eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal na lagoa com recirculação pode estar relacionada com a absorção desse poluente à biomassa, uma vez que para essa lagoa observou-se uma maior eficiência de colheita em comparação a lagoa controle sem recirculação. Além disso, a concentração média de oxigênio dissolvido na LAT-R foi superior a da LAT, o que pode ter influenciado na

maior remoção de nitrogênio amoniacal observado para essa lagoa, pelo processo de nitrificação.

Comprovou-se a correlação positiva existente entre a eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal e a eficiência de colheita da biomassa algal ($r = 0,519$) e a concentração de oxigênio dissolvido ($r = 0,594$), sendo estatisticamente significativa ($p < 0,05$), conforme apresentado na Figura 4-10.

Figura 4-10 – Correlação de Spearman entre a Eficiência de Remoção de Nitrogênio Amoniacal e a Eficiência de Colheita e a Concentração de OD na LAT-R



Fonte: Autora (2023)

Em relação ao atendimento aos padrões de lançamento de esgoto estabelecidos a nível estadual pela Deliberação Normativa Conjunta COPAM-CERH, nº 8, de 21 de novembro de 2022, as concentrações médias de ambas as lagoas atendem ao valor máximo estabelecido pela legislação, igual a 20 mg L^{-1} (MINAS GERAIS, 2022).

4.4 Conclusões

A partir da realização dessa pesquisa foi possível perceber que as lagoas de alta taxa são uma tecnologia importante dentro do contexto de tratamento de esgoto, podendo ser aplicadas, associadas a outras tecnologias, como solução em comunidades remotas, pequenas comunidades e comunidades rurais, como forma de diminuição dos déficits existentes no que diz respeito ao tratamento de esgoto no contexto brasileiro. Contudo, ainda existem dificuldades operacionais que limitam a sua utilização, como é o caso da colheita da biomassa algal.

Sendo assim, este estudo mostrou que a recirculação de 1 L d^{-1} (equivalente a uma taxa volumétrica de recirculação de 1% da vazão) da biomassa algal sedimentada nos

decantadores de volta para as lagoas, é capaz de promover uma melhoria na recuperação das microalgas nesse sistema, principalmente devido a promoção da biofloculação e da formação de maiores agregados celulares.

A recirculação da biomassa proporcionou uma melhoria de 53% para 81% da colheita da biomassa algal, resultando em baixas concentrações de SST no efluente final do decantador, capazes de atender a legislação estadual para lançamento de esgoto.

Além disso, a recirculação promoveu a elevação da produtividade da biomassa algal, parâmetro esse que, junto com a eficiência de colheita, são importantes para a utilização da biomassa algal para o aproveitamento energético.

Por fim, essa configuração foi benéfica para a eficiência de tratamento de esgoto em relação a remoção de nitrogênio amoniacal, com eficiência igual a 84%, sendo estatisticamente superior à obtida para a LAT, igual a 51%.

Sendo assim, a estratégia operacional de recirculação da biomassa algal em LATs apresenta-se como uma importante alternativa capaz de suprir algumas das suas principais limitações operacionais, relacionadas à colheita da biomassa, além de possibilitar melhorias na produtividade e na eficiência de tratamento de esgoto doméstico, promovendo avanços no que diz respeito à operação desse sistema e da sua utilização.

5 AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DE RECUPERAÇÃO DE BIOMASSA ALGAL DE LAGOAS DE ALTA TAXA USANDO FILTRAÇÃO POR TECIDO NO TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO

5.1 Introdução

As microalgas podem ser utilizadas como matérias-primas para produção de diversos compostos (MORAIS JÚNIOR et al., 2020). Desta forma, a sua produção em larga escala tem sido cada vez mais objeto de estudo.

As Lagoas de Alta Taxa (LATs) são sistemas capazes de tratar águas residuárias ao mesmo tempo que fornecem um meio de cultivo de baixo custo para a produção de microalgas, uma vez que diminuem os custos com insumos do processo (COUTO; CALIJURI; ASSEMANY, 2020; YOUNG; TAYLOR; FALLOWFIELD, 2017; MEHRABRADI; FARID; CRAGGS, 2016). Entretanto, as LATs ainda apresentam algumas limitações e desafios, relacionados principalmente à colheita das microalgas (SUTHERLAND; RALPH, 2020).

Dentre os métodos destinados a remover a biomassa algal das LATs, tem-se a filtração. Esse processo apresenta altas eficiências de recuperação da biomassa algal e baixo consumo de energia, porém, há possibilidade de incrustação das membranas, com necessidade de manutenção e limpeza frequentes, o que eleva os custos do processo (BARROS et al., 2015). Há a necessidade, portanto, de buscar materiais eficientes e de baixo custo que possam ser utilizados para esse fim. Nesse sentido, a filtração por tecido pode caracterizar-se como uma alternativa, sendo os tecidos de algodão, poliéster e TNT exemplos de materiais que já foram utilizados de maneira eficiente para o tratamento de esgoto (GUNES; AYOL, 2021; FUNDNEIDER; ALEJO; LACKNER, 2020; LODERER; WORLE; FUCHS, 2012; ZAHID; EL-SHAFI, 2011; REN et al., 2010), e os dois primeiros já utilizados, também, para colheita de microalgas (LEBLOND et al., 2020; BEJOR et al., 2013).

Entretanto, não há na literatura atual muitas pesquisas que estudem a utilização da macrofiltração por tecido para colheita da biomassa algal, principalmente para aquelas produzidas em águas residuárias em Lagoas de Alta Taxa, necessitando-se de mais estudos nesse sentido, a fim de se conciliar um método simples e de baixo custo para

a colheita de biomassa algal com um sistema que tem sido cada vez mais estudado para o tratamento de esgoto e para a produção em larga escala de microalgas.

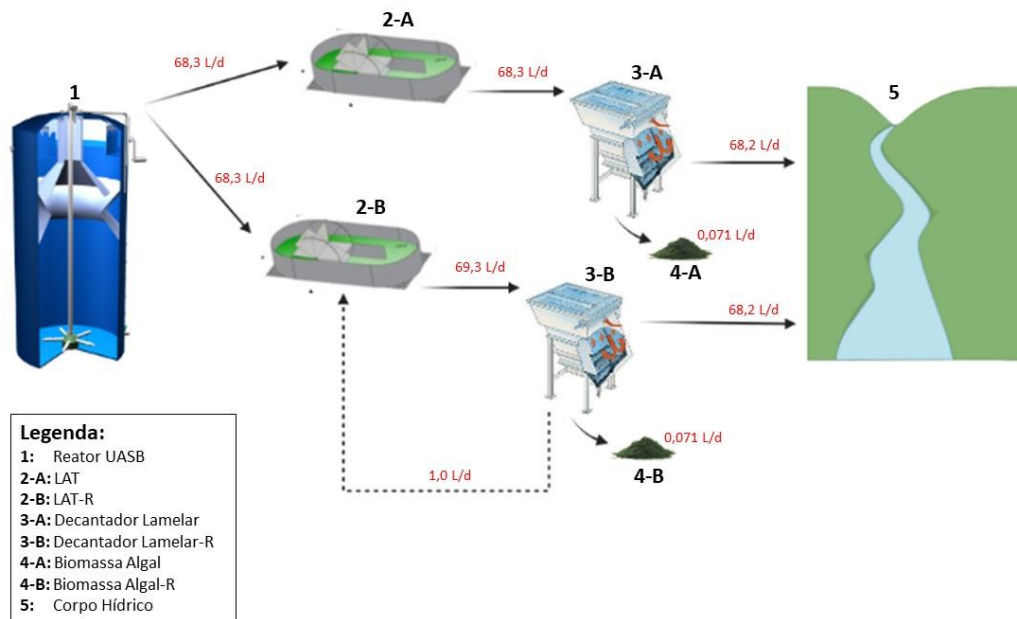
Ademais, processos que propiciem a predominância de maiores colônias de espécies de algas nas lagoas, como é o caso da biofloculação, podem ser benéficos, promovendo melhores remoções de sólidos e biomassa algal por esses sistemas, uma vez que a filtração por tecido é mais adequada para retenção de partículas de maiores diâmetros (EYVAZ et al. 2017).

Desta forma, o objetivo desta pesquisa é avaliar, comparativamente, a eficiência de três diferentes materiais têxteis (poliéster, algodão e TNT) para a colheita de duas biomassas algais com diferentes características, produzidas em lagoas de alta taxa, sendo uma delas biofloculada e a outra utilizada como controle.

5.2 Material e métodos

O experimento consistiu na realização de testes de filtração em três diferentes tipos de tecido em escala de bancada, sendo eles: poliéster, algodão e TNT. O efluente utilizado foi proveniente de duas LATs em escala piloto localizadas no Centro de Pesquisa e Treinamento em Saneamento (CePTS), que compõem o sistema apresentado na Figura 5-1. As LATs recebiam efluente proveniente de um reator UASB confeccionado com fibra de vidro, com volume de 343 L e vazão de 49 L s^{-1} , e operava com tempo de detenção hidráulica de 7 horas. As LATs também são de fibra de vidro, apresentam volume igual a 205 L, vazão igual a $68,3 \text{ L d}^{-1}$ e tempo de detenção hidráulica igual a 3 dias. Este sistema ainda contava com dois decantadores lamelares fabricados em aço inoxidável, com volume de 40 L cada.

Figura 5-1 – Esquema da unidade experimental localizada no CePTS



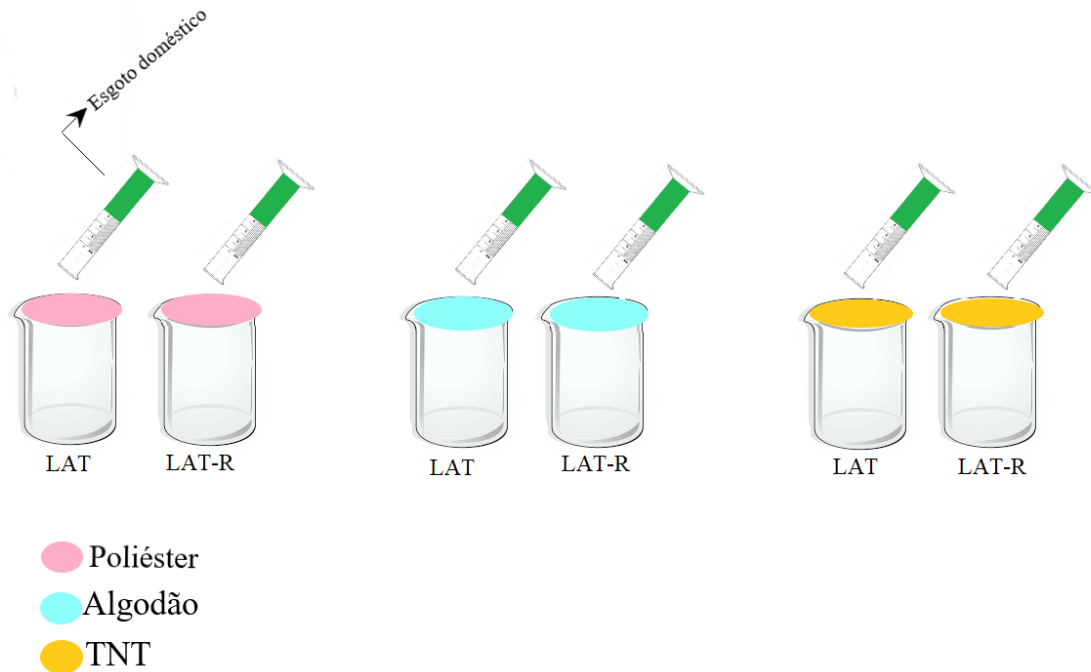
Fonte: Autora (2023)

Em uma das LATs havia a recirculação da biomassa algal sedimentada no decantador de volta para a lagoa (LAT-R), processo esse capaz de promover a predominância de espécies de algas capazes de formarem maiores agregados celulares (PARK; CRAGGS; SHILTON, 2011).

Sendo assim, a filtração foi avaliada para duas biomassas diferentes, uma para o efluente da LAT operando de modo convencional (LAT) e uma para o efluente da LAT recirculada (LAT-R). O efluente foi coletado do licor misto de ambas as lagoas e análises de filtração foram realizadas com os tecidos, sendo realizadas um total de 9 amostragens para o tecido de poliéster e 8 amostragens para os tecidos de algodão e TNT.

A Figura 5-2 ilustra o procedimento realizado em laboratório com os três materiais têxteis utilizados para a filtração do efluente das duas lagoas estudadas.

Figura 5-2 – Demonstração das análises realizadas em escala de bancada com os filtros de poliéster, algodão e TNT para os efluentes da LAT e da LAT-R



Fonte: Autora (2023)

Os tecidos foram acomodados na parte superior de béqueres de vidro e o efluente das duas lagoas foi, então, despejado sobre três materiais têxteis, sendo eles poliéster (100%), algodão (100%) e TNT, procedendo, assim, com o processo de filtração.

5.2.1 Taxa de Fluxo dos tecidos

A taxa de fluxo dos tecidos de poliéster, algodão e TNT foi estimada de acordo com o que é proposto por Siwila e Brink (2018). Assim, um volume de 100 mL de água potável foi filtrado através de cada tecido, por meio de coluna d'água de 50 cm de altura. Este procedimento foi realizado para avaliar qual dos tecidos testados apresenta menor tempo de filtração, sendo este, também, um parâmetro avaliado para tomada de decisão quanto ao melhor material a ser empregado para o tratamento de esgoto e para a colheita da biomassa algal. Foi anotado o tempo necessário para filtrar o volume pré-determinado em cada um dos materiais propostos, e, então, foi calculada a vazão de acordo com a Equação (5-1).

$$Q = \frac{V}{t} \quad (5-1)$$

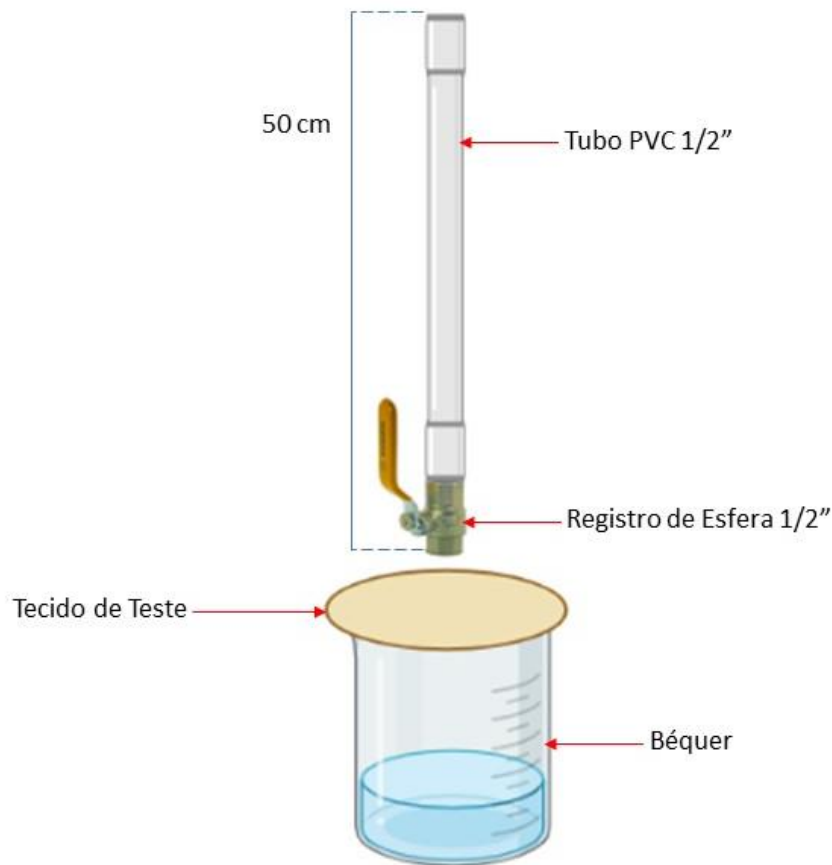
Em que: Q = vazão (L h⁻¹); V = volume de água filtrado (L); t = tempo de filtração (h).

Ressalta-se que a taxa de fluxo estudada se refere a água potável. No caso da aplicação para o tratamento de esgoto doméstico, a taxa de fluxo irá reduzir mais rapidamente devido a camada de sólidos formada nos tecidos (SIWILA; BRINK, 2018).

O aparato experimental utilizado para medir a taxa de fluxo dos tecidos consistiu em um recipiente para coleta do líquido, os tecidos de poliéster, algodão e TNT, posicionados e amarrados na superfície do recipiente, e um cano em material de PVC com um registro de esfera $\frac{1}{2}$ " para reter temporariamente a água até que a filtração fosse iniciada.

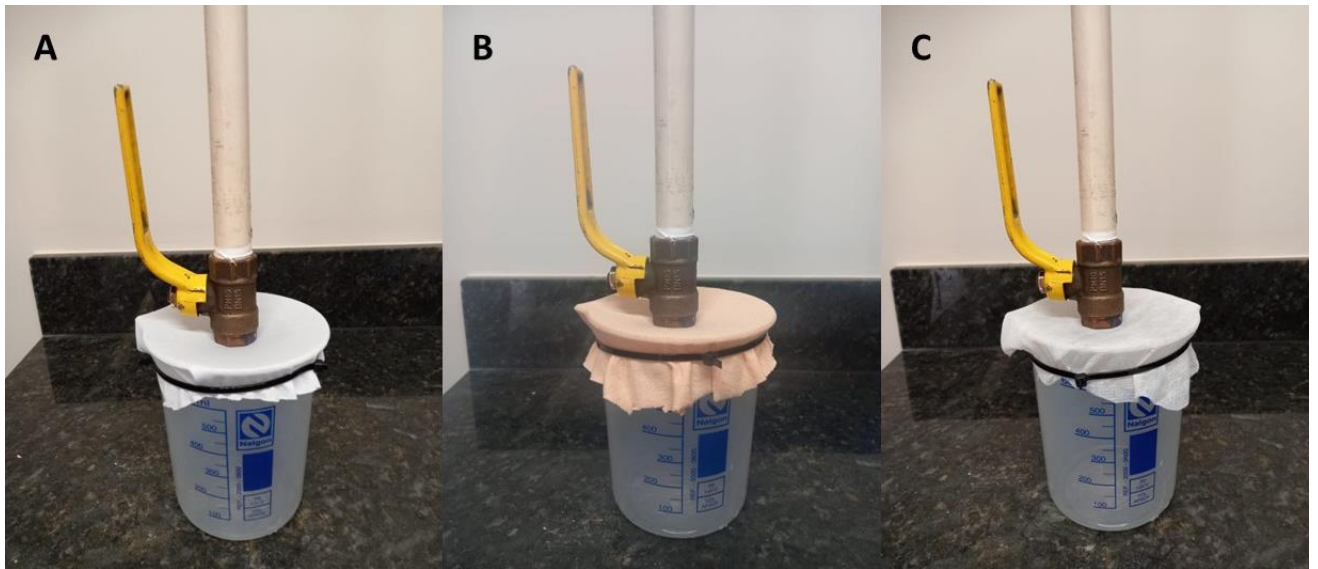
A Figura 5-3 apresenta um esquema do procedimento experimental para a estimativa da taxa de fluxo dos tecidos e a Figura 5-4 a fotografia ilustrativa com os três tecidos em estudo.

Figura 5-3 – Esquema do procedimento experimental para a estimativa da taxa de fluxo dos tecidos



Fonte: Autora (2023)

Figura 5-4 – Fotografia ilustrativa do procedimento para obtenção da taxa de fluxo com os três tecidos em estudo



A: Poliéster; B: Algodão; C: TNT.

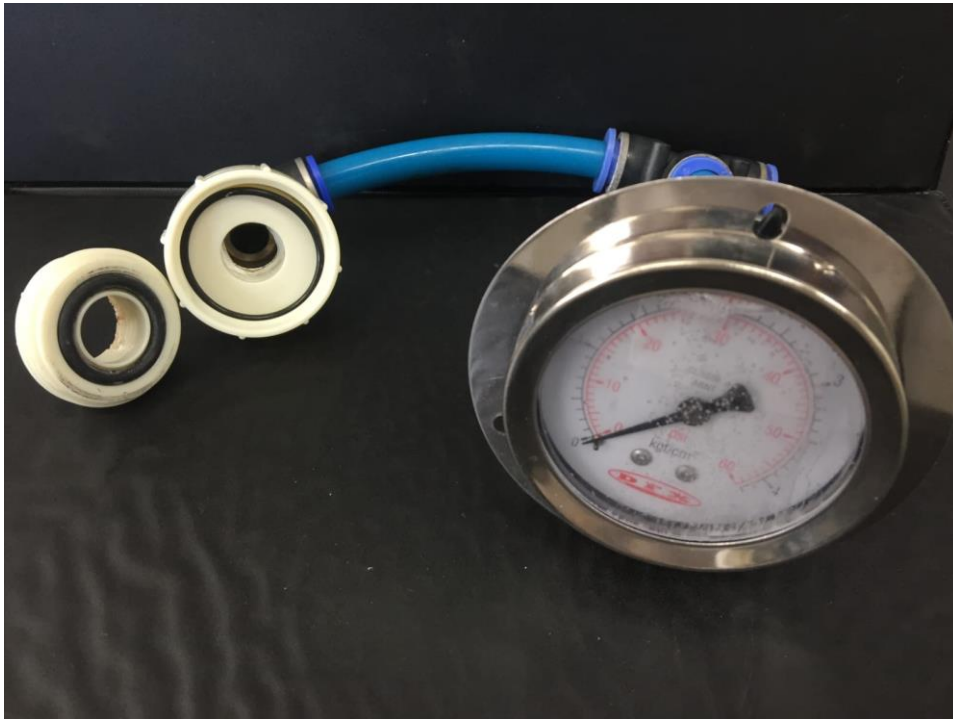
Fonte: Autora (2023)

5.2.2 Análise da abertura dos poros dos tecidos

Para analisar o diâmetro de abertura do poro dos tecidos foi utilizado o método conhecido como ponto de bolha. Ele relaciona o fluxo de gás que atravessa a membrana em diversas pressões com o tamanho dos poros das membranas.

Essa técnica é padronizada pela ASTM F316-03, aplica-se à avaliação de membranas com poros entre 0,1 e $\cong 15 \mu\text{m}$ e consiste em determinar o diâmetro de um círculo de área correspondente a menor sessão de um poro. Seguindo os procedimentos da análise, inicialmente os tecidos utilizados para filtração (poliéster, algodão e TNT) foram cortados em formato circular e, posteriormente, completamente molhados e inseridos no aparato experimental, apresentado na Figura 5-5.

Figura 5-5 – Aparato experimental utilizado no método de Ponto de Bolha



Fonte: Autora (2023)

Em seguida, os tecidos foram cobertos com 2 a 3 mm de água deionizada e o aparato foi completamente selado. Aumentou-se a pressão, gradualmente, e registrou-se o valor em que foi observado uma corrente de bolhas estável na área central da membrana. Um termômetro foi utilizado para medir a temperatura durante o processo. Assim, a partir da Equação (5-2), obteve-se o diâmetro máximo do poro dos tecidos.

$$d = \frac{C \cdot \gamma}{p} \quad (5-2)$$

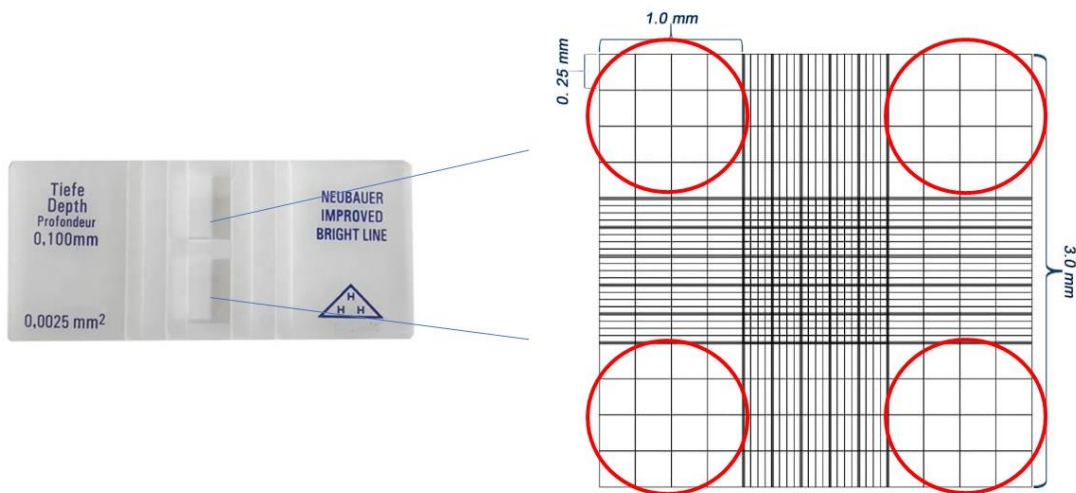
Em que: d = diâmetro máximo do poro do tecido (μm); C = constante que depende da unidade de pressão ($C = 2.860$, quando a pressão é dada em Pascal - Pa, $C = 2,15$, quando a pressão é dada em cmHg, e $C = 0,415$, quando a pressão é dada em psi); γ = tensão superficial do líquido (mN/m); e p = pressão em que foi observada a corrente de bolhas (Pa).

5.2.3 Avaliação do tamanho dos flocos das biomassas dos efluentes da LAT e da LAT-R

A determinação do tamanho dos flocos da biomassa algal dos efluentes da LAT e da LAT-R foi realizada utilizando microscópio óptico Nikon Eclipse 55i com uma câmera acoplada.

Inicialmente, preparou-se uma câmara de Neubauer (Figura 5-6) com uma lamínula e pipetou-se uma gota da amostra da lagoa a ser analisada. Tomou-se o cuidado de utilizar-se uma pipeta com maior diâmetro de abertura da ponta, a fim de se evitar a quebra dos flocos da biomassa (YANG et al., 2020).

Figura 5-6 – Câmara de Neubauer



Fonte: Autora (2023)

Em seguida, a câmara foi direcionada ao microscópio óptico para visualização dos flocos da biomassa das lagoas. A observação foi realizada utilizando-se uma objetiva com aumento de 10x.

Foi realizada, em um primeiro momento, a varredura da câmara na objetiva com aumento de 4x para observação da homogeneidade de distribuição dos flocos. Foram estabelecidas como áreas de contagem os quatro quadrantes das extremidades demarcados em vermelho na Figura 5-6. Esses quadrantes, em geral, são utilizados para células com maiores diâmetros, e já foram reportados como adequados para a contagem de microalgas (GONZÁLEZ-GONZÁLEZ; ELTANAHY; SCHENK, 2019; BATISTA; ANHÊ; GONÇALVES, 2017). Foram analisadas 8 amostras de cada lagoa e, para cada amostra, foram caracterizados no mínimo 100 flocos. Lund, Kipling e Le Cren (1958) recomendaram essa quantidade mínima de contagens de algas para que seja representativa da amostra, com uma precisão de $\pm 20\%$ e limites de confiança de 95%. As fotomicrografias foram tiradas de toda a câmara de Neubauer, mas, a depender da abundância de células da amostra, foi considerada para a contagem e dimensionamento os quatro quadrantes das extremidades laterais, mas sempre no

mínimo dois quadrantes diagonalmente opostos, a fim de se manter a representatividade da amostra. Por esse motivo, em muitas das amostras o número de flocos medidos foi superior aos 100 flocos mínimos estabelecidos. Ademais, foram medidas todas as células com diâmetro superior a 1 µm compreendidas nas áreas de contagem.

Isso posto, a partir das fotomicrografias tiradas, tomando como escala a distância conhecida da lateral do menor quadrante da câmara, igual a 0,25 mm (Figura 5-6), foram realizadas as medições com o auxílio do software AUTOCAD 2023. O Apêndice B apresenta exemplos de como foram realizadas as medições por meio do software.

Os flocos foram caracterizados quanto ao seu diâmetro equivalente (YANG et al., 2020). O diâmetro equivalente é o diâmetro de um círculo com a área equivalente à área do floco medido, sendo que a área do floco é definida como toda a área da imagem do floco, incluindo a área de poros vazios no floco (XIAO, 2004).

5.2.4 Eficiência de colheita da biomassa algal

A eficiência de colheita da biomassa algal foi avaliada por meio de 3 (três) comparações distintas. A primeira delas objetivou comparar a eficiência de colheita da biomassa algal entre os três diferentes tecidos estudados (poliéster, algodão e TNT) filtrando os efluentes da LAT e da LAT-R. As outras duas etapas pretenderam avaliar a influência da recirculação da biomassa algal e da formação de maiores agregados celulares na eficiência de colheita. Assim, na segunda etapa foi realizada uma comparação entre a filtração das biomassas da LAT e da LAT-R para cada tecido, separadamente. E, na terceira etapa, realizou-se uma comparação geral entre a filtração das biomassas da LAT e da LAT-R, sem distinção do tecido utilizado.

A eficiência de colheita das biomassas foi obtida a partir da Equação (5-3), determinada como a porcentagem de biomassa algal presente nas LATs, em termos de SST, que foi removida por meio de filtração.

$$\text{Eficiência de colheita da biomassa (\%)} = \frac{SST_{LAT} - SST_{efluente}}{SST_{LAT}} * 100 \quad (5-3)$$

Em que: SST_{LAT} = concentração total de sólidos suspensos do licor misto dentro da LAT (mg L^{-1}); SST_{efluente} = concentração total de sólidos suspensos do efluente após filtração (mg L^{-1}).

Para tanto, foram realizadas análises de sólidos em suspensão total (SST) de amostras do licor misto da LAT e da LAT-R, assim como do efluente após filtração.

5.2.5 Análise da Turbidez

Assim como para a análise de eficiência de colheita da biomassa algal, a remoção de turbidez foi analisada por meio de 3 (três) comparações distintas. A primeira delas objetivou comparar a eficiência de remoção de turbidez entre os três diferentes tecidos estudados (poliéster, algodão e TNT) filtrando os efluentes da LAT e da LAT-R. As outras duas etapas pretenderam avaliar a influência da recirculação da biomassa algal e da formação de maiores agregados celulares na eficiência de remoção de turbidez. Assim, na segunda etapa foi realizada uma comparação entre a filtração das biomassas da LAT e da LAT-R para cada tecido, separadamente. E, na terceira etapa realizou-se uma comparação geral entre a filtração das biomassas da LAT e da LAT-R, sem distinção do tecido utilizado.

Foram realizadas análises de turbidez das amostras do licor misto das lagoas (LAT e LAT-R) e pós-filtração do efluente de ambas as lagoas, com a utilização do turbidímetro HACH 2100AN.

Para a avaliação da eficiência de remoção de turbidez pelos três tecidos utilizados, foi aplicada a Equação (5-4).

$$\text{Eficiência de remoção de turbidez} = \frac{\text{Turbidez}_{LAT} - \text{Turbidez}_{\text{efluente}}}{\text{Turbidez}_{LAT}} * 100 \quad (5-4)$$

5.2.6 Tratamento estatístico dos dados

As análises de estatística descritiva foram realizadas com o auxílio do software Microsoft Excel. Para avaliar a existência de diferença significativa entre as eficiências de colheita da biomassa algal e de remoção de turbidez, assim como entre as taxas de fluxo dos três tecidos estudados, foi aplicado o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis seguido do teste de comparações múltiplas de Dunn. Já para comparar

individualmente, par a par, as eficiências de cada tecido filtrando as duas diferentes biomassas utilizadas, provenientes da LAT e da LAT-R (segunda comparação), e para comparação geral entre a filtração das biomassas da LAT e da LAT-R sem distinção do tecido utilizado (terceira comparação), foi aplicado o teste não paramétrico U de Mann Whitney. Em todos os testes foi considerado um nível de significância de 5%.

5.3 Resultados e discussão

5.3.1 Taxa de Fluxo dos tecidos

A taxa de fluxo foi calculada para os três tecidos analisados (poliéster, algodão e TNT), e o resumo da estatística descritiva é apresentado na Tabela 5-1.

Tabela 5-1 – Taxa de Fluxo dos tecidos

	Unidade	Mínimo	Média ± Desvio Padrão	Mediana	Máximo
Poliéster	L d ⁻¹	67,9	76,6 ± 5,8	77,2	85,9
Algodão	L d ⁻¹	49,8	55,6 ± 3,3	55,3	61,7
TNT	L d ⁻¹	38,1	40,9 ± 3,1	40,3	48,8

Fonte: Autora (2023)

A partir da aplicação do teste estatístico não paramétrico de Kruskal-Wallis seguido do teste de comparações múltiplas de Dunn, a um nível de significância de 5%, obteve-se que a taxa de fluxo do tecido de poliéster é significativamente maior em comparações aos outros dois tecidos analisados ($p < 0,05$). Desta forma, o poliéster apresenta-se, em relação a esse parâmetro, como a melhor alternativa entre os demais, uma vez que, devido à maior taxa de fluxo apresentada, menores áreas poderão ser requeridas visando a sua aplicação em escala real, permitindo a construção de unidades de tratamento mais compactas, diminuindo os custos do processo (SCOTT, 1995). Além disso, maiores taxas de fluxo são desejáveis, pois estão relacionadas à menores frequências de limpeza e substituição do filtro (SIWILA; BRINK, 2018). Ressalta-se, contudo, que esse parâmetro deve ser analisado em conjunto com a eficiência de colheita da biomassa algal e com a eficiência de remoção de turbidez, uma vez que é necessário conciliar altas taxas de fluxo com eficiências de remoção de poluentes satisfatórias, sem que se prejudique a eficiência de tratamento de esgoto.

5.3.2 Análise da abertura dos poros dos tecidos

De acordo com as análises realizados pelo método de ponto de bolha, notou-se que para o tecido de poliéster a pressão para a qual foi observada uma corrente de bolhas estável na área central da membrana foi igual a 0,3 bar, 0,26 bar para o algodão, e, para o TNT igual a 0,23 bar. A partir desses resultados aplicou-se a Equação (5-2) e, considerando a tensão superficial da água igual a 72 mN/m, obteve-se os resultados apresentados na Tabela 5-2.

Tabela 5-2 – Resultados obtidos com o método de ponto de bolha e o diâmetro limite de abertura dos poros dos tecidos

	Pressão (bar)	Pressão (psi)	Diâmetro máximo (μm)
Poliéster	0,30	4,35	6,87
Algodão	0,26	3,77	7,92
TNT	0,23	3,33	8,96

Fonte: Autora (2023)

A partir dos resultados encontrados percebe-se que o tecido de poliéster é o que apresenta menor diâmetro de abertura de poro, seguido pelo algodão e pelo TNT. O conhecimento desse parâmetro é importante, pois pode influenciar na eficiência de retenção de sólidos pelo filtro e, conseqüentemente, na separação/colheita da biomassa algal, conforme será discutido no item 5.3.4.

5.3.3 Avaliação do tamanho dos flocos das biomassas dos efluentes da LAT e da LAT-R

A partir da metodologia descrita no tópico 5.2.3, e da análise das 8 amostras para cada uma das lagoas, foram obtidos, no total, 1.284 flocos medidos para a LAT e 1.416 para a LAT-R. O resumo da estatística descritiva das médias das amostras analisadas é apresentado na Tabela 5-3.

Tabela 5-3 – Valores médios do tamanho dos flocos das biomassas algais da LAT e da LAT-R

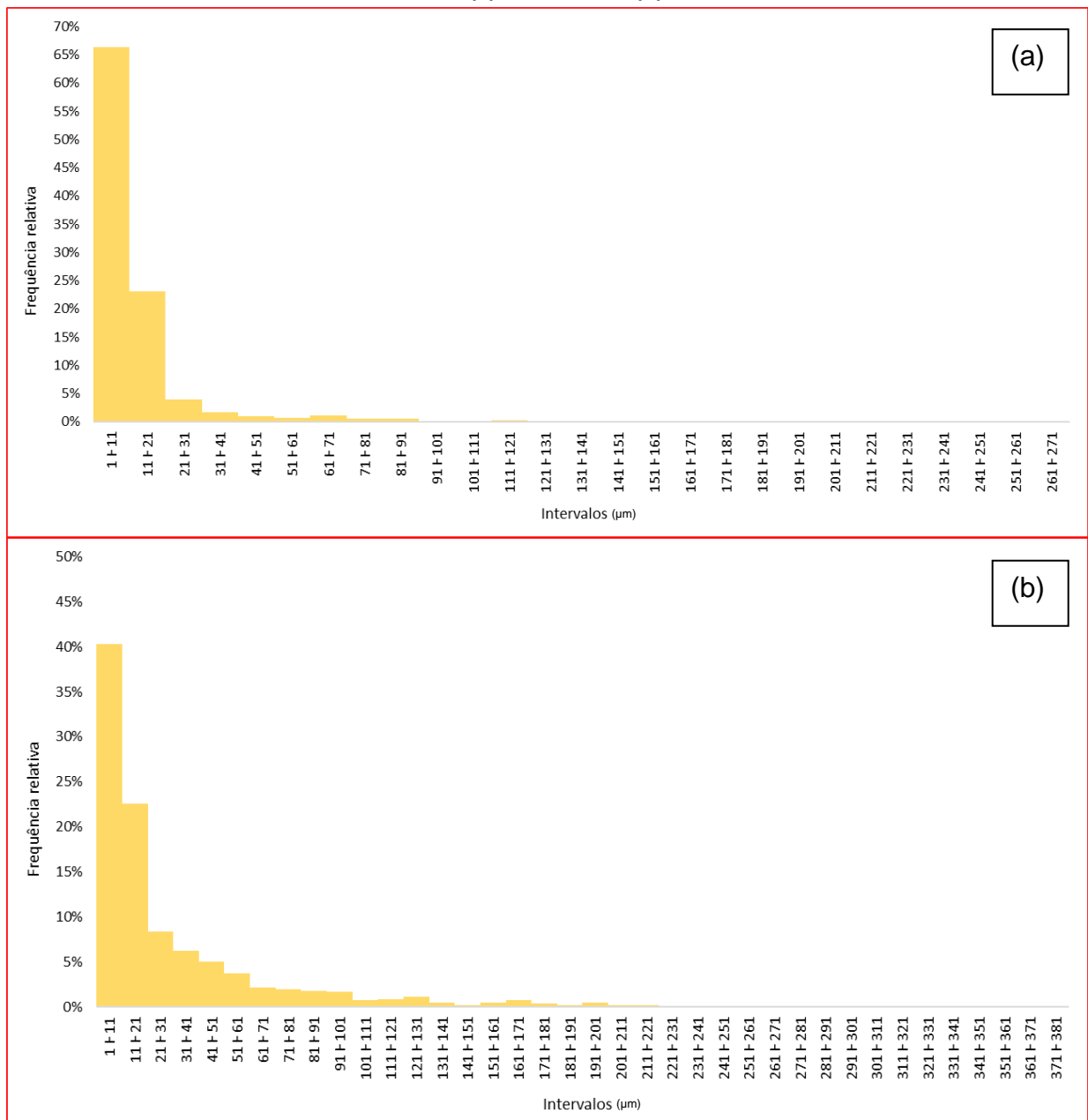
	Unidade	Mínimo	Média \pm Desvio Padrão	Mediana	Máximo
LAT	μm	9,61	12,11 \pm 2,83	11,10	16,60
LAT-R	μm	22,81	32,80 \pm 8,71	31,43	47,77

Fonte: Autora (2023)

A partir dos resultados apresentados, e da aplicação do teste não paramétrico U de Mann Whitney, constatou-se que os diâmetros dos flocos da biomassa algal da LAT-R são significativamente superiores aos encontrados para a LAT.

A fim de contemplar todas as medições realizadas nas oito amostras, de modo a visualizar a distribuição dos tamanhos das partículas e os diâmetros de flocos mais prevalentes na LAT e na LAT-R, organizou-se os dados em uma distribuição de frequência, como é apresentado na Figura 5-7.

Figura 5-7 – Distribuição de Frequência do diâmetro dos flocos de microalgas encontrados na LAT (a) e na LAT-R (b)



Fonte: Autora (2023)

A distribuição de frequência permitiu identificar que para o efluente da LAT 66% dos flocos apresentavam diâmetro entre 1 μm e 11 μm , ocorrendo uma diminuição da frequência a partir dos diâmetros superiores a 21 μm , e com a ocorrência de um valor máximo de floco igual a 263 μm . Para o efluente da LAT-R foi observado um comportamento semelhante, contudo, foram identificados maiores percentuais de flocos com maiores diâmetros, em que apenas 40% encontravam-se entre 1 μm e 11 μm , e, mesmo ocorrendo uma diminuição a partir do diâmetro igual a 21 μm , eles ocorriam em maior número quando comparados à LAT. Ademais, para o efluente desta lagoa foram identificados flocos com diâmetros de até 380 μm . Esses fatos comprovam que houve maior ocorrência de flocos de maior diâmetro no efluente da LAT-R em comparação ao efluente da LAT, demonstrando que a recirculação apresentou influência na formação de maiores agregados celulares nessa lagoa.

Ademais, a partir da distribuição de frequência dos dados, foi possível relacionar os intervalos de classe dos diâmetros e a frequência encontrada para cada um deles com o diâmetro de abertura dos poros dos tecidos. Assim, conforme apresentado na Tabela 5-4, para a LAT, 44% das medições encontraram-se abaixo de 7 μm , 49% abaixo de 8 μm e 54% abaixo de 9 μm . Para a LAT-R, esses percentuais foram menores, iguais a 27% abaixo de 7 μm , 31% abaixo de 8 μm e 35% abaixo de 9 μm . Esses dados podem ter implicações nas eficiências de remoção das microalgas pelos materiais e serão discutidos na seção 5.3.4.

Tabela 5-4 – Distribuição de frequência do tamanho dos flocos das biomassas da LAT e da LAT-R

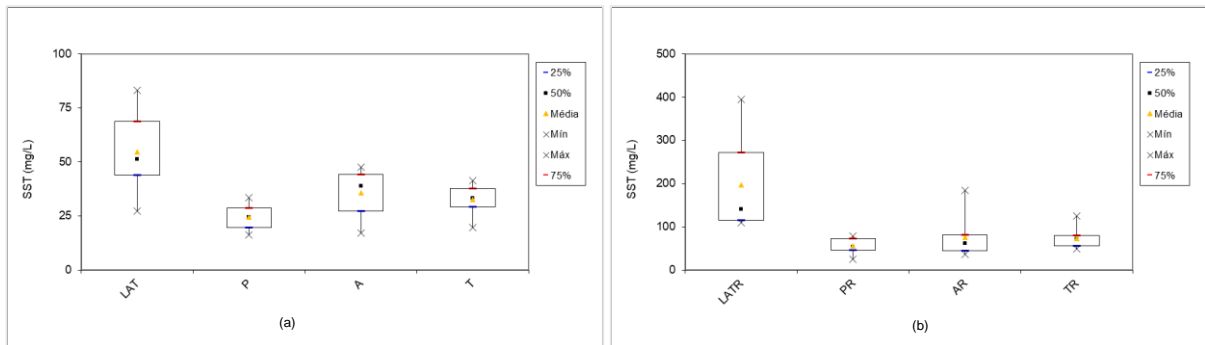
Classes	Intervalos (μm)	Frequência Absoluta	Frequência relativa (%)	Frequência relativa acumulada (%)
LAT				
1	1 † 2	20	2	2
2	2 † 3	136	11	12
3	3 † 4	123	10	22
4	4 † 5	108	8	30
5	5 † 6	95	7	38
6	6 † 7	78	6	44
7	7 † 8	73	6	49
8	8 † 9	60	5	54
LAT-R				
1	1 † 2	10	1	1
2	2 † 3	71	5	6
3	3 † 4	75	5	11
4	4 † 5	67	5	16
5	5 † 6	63	4	20
6	6 † 7	92	6	27
7	7 † 8	59	4	31
8	8 † 9	52	4	35

Fonte: Autora (2023)

5.3.4 Eficiência de colheita da biomassa algal

Para avaliar a eficiência de colheita da biomassa algal, inicialmente foi necessário conhecer as concentrações de SST no licor misto da LAT e da LAT-R e nos efluentes após a filtração nos três tecidos estudados. Os resultados para os três tecidos filtrando os efluentes da LAT e da LAT-R, assim como para o licor misto das duas lagoas são apresentados na Figura 5-8, e a comparação entre a filtração dos efluentes da LAT e da LAT-R para cada tecido separadamente é apresentada na Figura 5-9.

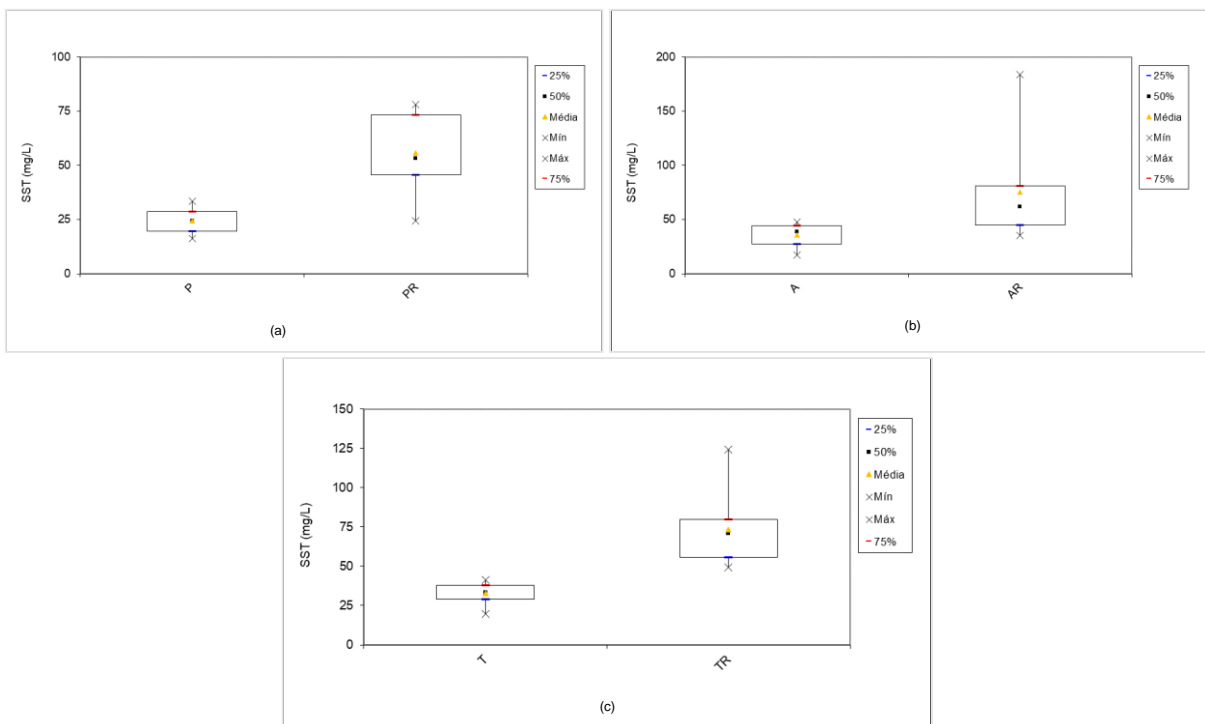
Figura 5-8 – Box-plot das concentrações de SST no efluente da LAT (a) e da LAT-R (b) e nos efluentes pós-filtração por tecido de poliéster (n=9), algodão (n=8), e TNT (n=8)



LAT: lagoa de alta taxa sem recirculação (controle); P: efluente da LAT após filtração pelo tecido de poliéster; A: efluente da LAT após filtração pelo tecido de algodão; T: efluente da LAT após filtração pelo tecido de TNT; LAT-R: lagoa de alta taxa com recirculação da biomassa; PR: efluente da LAT-R após filtração pelo tecido de poliéster; AR: efluente da LAT-R após filtração pelo tecido de algodão; TR: efluente da LAT-R após filtração pelo tecido de TNT.

Fonte: Autora (2023)

Figura 5-9 – Box-plot das concentrações de SST nos efluentes filtrados com os tecidos de poliéster (a), algodão (b) e TNT (c) aplicados aos efluentes da LAT e da LAT-R



Fonte: Autora (2023)

A partir da análise da Figura 5-8 é possível notar que o efluente final após a filtração pelos três tecidos, tanto aplicados à filtração do efluente da LAT, quanto do efluente da LAT-R, apresentou concentrações médias menores do que as observadas no licor misto das lagoas. Para a LAT a concentração média encontrada foi igual a 55 mg L^{-1} e para a LAT-R igual a 197 mg L^{-1} .

Além disso, percebe-se também que o tecido de poliéster apresentou as menores concentrações no efluente final, tanto quando aplicado a filtração do efluente da LAT quanto para o efluente da LAT-R, demonstrando o seu melhor desempenho em comparação ao algodão e ao TNT. As concentrações médias após filtração foram iguais a 24 mg L⁻¹, 36 mg L⁻¹ e 33 mg L⁻¹, para P, A e T, respectivamente, e iguais a 56 mg L⁻¹, 75 mg L⁻¹ e 73 mg L⁻¹, para PR, AR e TR, respectivamente. A partir da aplicação do teste não paramétrico de Kruskal-Wallis seguido do teste de comparações múltiplas de Dunn foi possível afirmar que o efluente filtrado pelo tecido de poliéster apresentou menores concentrações quando comparado aos tecidos de algodão e TNT para a filtração do efluente da LAT ($p < 0,05$). Entretanto, o mesmo comportamento não foi observado em relação à filtração do efluente da LAT-R, não sendo verificadas diferenças significativas na concentração de sólidos nos efluentes dos três tecidos estudados ($p > 0,05$).

Le Blond et al. (2020) avaliaram a filtração do efluente de lagoas de estabilização por meio de dois tecidos com aberturas de poro com diâmetros iguais a 5 µm e 10 µm. Para o maior diâmetro os autores observaram concentrações superiores a 25 mg L⁻¹ para 80% das amostras analisadas, e para o tecido de menor diâmetro de abertura de poro foram observadas concentrações no efluente filtrado sempre inferiores a 10 mg L⁻¹. Os resultados encontrados pelos autores corroboram com os que foram encontrados para a LAT e para a LAT-R, em que maiores concentrações de SST no efluente filtrado foram obtidas para os tecidos com poros com maiores diâmetros de abertura. Além disso, as concentrações médias de SST no licor misto das lagoas estudadas por Le Blond et al. (2020) variaram entre 3,2 e 72,8 mg L⁻¹, valor este abaixo do encontrado para a LAT-R, o que justifica as maiores concentrações observadas nos efluentes filtrados pelos tecidos para a lagoa recirculada em comparação aos encontrados pelos autores.

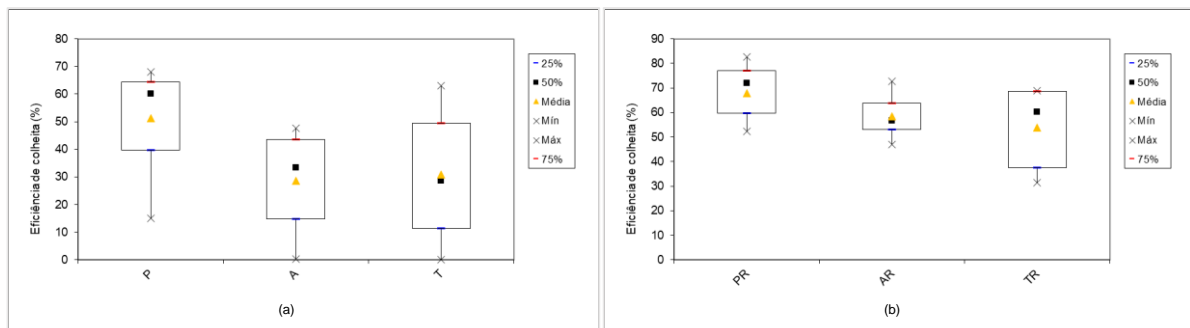
A comparação realizada para cada tecido separadamente quando aplicados à filtração de dois diferentes efluentes provenientes da LAT e da LAT-R (segunda comparação) (Figura 5-9) permitiu identificar que as concentrações médias de SST no efluente filtrado são maiores para aqueles que filtraram o efluente da LAT-R em comparação àqueles que filtraram o efluente da LAT. Esse fato está relacionado, principalmente, às maiores concentrações de SST no licor misto da LAT-R, resultando em uma maior

concentração também no efluente final. Aplicando-se o teste não paramétrico U de Mann Whitney, identificou-se que para todos os tecidos avaliados as concentrações no efluente filtrado foram significativamente maiores para aqueles submetidos à filtração do efluente da LAT-R ($p < 0,05$).

Ademais, as concentrações de SST em todos os efluentes após filtração atenderam aos padrões estabelecidos pela legislação do estado de Minas Gerais para lançamento de efluentes, com limites iguais a 150 mg L^{-1} para lagoas de estabilização e 100 mg L^{-1} para os demais sistemas de tratamento (MINAS GERAIS, 2022).

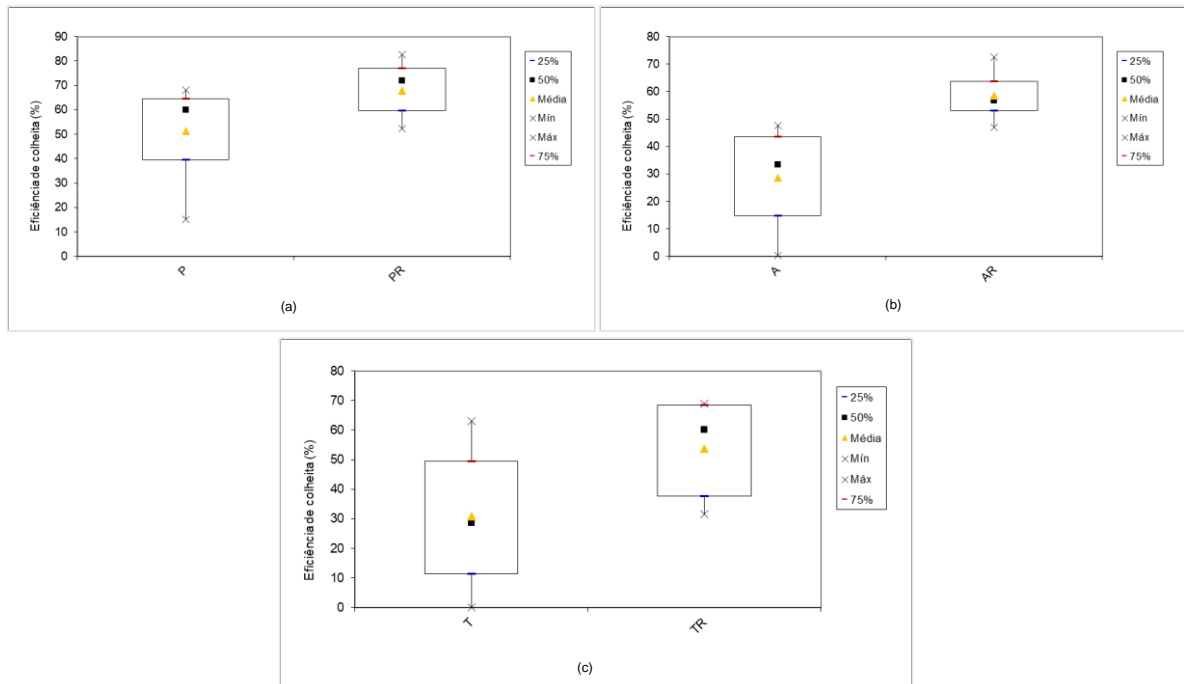
Em relação à eficiência de colheita, os resultados referentes à primeira comparação, realizada entre os três tecidos filtrando os efluentes da LAT e da LAT-R, são apresentados na Figura 5-10, e a segunda comparação, entre as eficiências de colheita das duas biomassas distintas provenientes da LAT e da LAT-R, utilizando-se os tecidos de poliéster, algodão e TNT para filtração, é apresentada na Figura 5-11.

Figura 5-10 – Box-plot da eficiência de colheita dos tecidos de poliéster (n=9), algodão (n=8), e TNT (n=8) filtrando os efluentes da LAT (a) e da LAT-R (b)



Fonte: Autora (2023)

Figura 5-11 – Box-plot das eficiências de colheita dos tecidos de poliéster (a), algodão (b) e TNT (c) aplicados aos efluentes da LAT e da LAT-R



Fonte: Autora (2023)

Como é possível observar na Figura 5-10, as eficiências de colheita para o efluente da LAT foram maiores para o tecido de poliéster (51%), em comparação aos tecidos de algodão (29%) e TNT (31%). O mesmo comportamento foi observado para o efluente da LAT-R, com eficiências de colheita iguais a 68% para o poliéster, 58% para o algodão e 54% para o TNT.

A partir da aplicação do teste não paramétrico de Kruskal-Wallis seguido do teste de comparações múltiplas de Dunn obteve-se que, para o efluente da LAT as eficiências de colheita do poliéster foram significativamente maiores em relação às do algodão e do TNT ($p < 0,05$). Contudo, o mesmo não foi observado para a LAT-R, em que não foram verificadas diferenças significativas entre os três tecidos quanto à eficiência de colheita da biomassa algal ($p > 0,05$). Isso pode ser explicado pelo fato de ocorrerem na LAT-R flocos com maiores diâmetros, que possivelmente foram retidos pelos três materiais utilizados. Os diâmetros dos poros dos três tecidos encontrados foram iguais a 7 μm , 8 μm e 9 μm para poliéster, algodão e TNT, respectivamente. Diante disso, torna-se plausível a hipótese de que para a LAT-R não exista diferenças entre as eficiências de remoção, uma vez que a maior parte dos flocos encontrados apresentavam diâmetros superiores a 9 μm , sendo retidos pelos três materiais. Já para a LAT, em que houve uma maior ocorrência de partículas menores, as diferenças

de diâmetro dos tecidos fizeram com o que o poliéster apresentasse maior desempenho para a filtração.

Outras pesquisas relatadas na literatura realizaram comparações entre as eficiências de colheita da biomassa algal e o diâmetro de abertura do poro dos materiais utilizados. LeBlond et al. (2020), por exemplo, avaliaram dois tecidos com aberturas de poro de diâmetros iguais a 10 μm (tecido de sarja de monofilamento de poliéster) e 5 μm (material experimental) utilizados para a filtração do efluente de lagoas de estabilização e observaram que para o tecido com maior diâmetro uma eficiência média de remoção de SST igual a 60% foi obtida, enquanto para o tecido de menor diâmetro a eficiência média obtida foi maior e igual a 68%. Esses resultados estão de acordo com o encontrado neste estudo, em que maiores valores de eficiência de colheita foram encontrados para o poliéster, tecido que apresenta o menor diâmetro de abertura de poro entre os analisados.

Sembing, Mahapati e Hidayat (2021) ao analisar três tecidos de monofilamento de poliéster com diferentes diâmetros de abertura de poro (57,5 μm , 115 μm e 194 μm) filtrando duas amostras com partículas de microplásticos com diâmetros de 210 a 420 μm e > 420 μm , concluíram que o tecido de menor diâmetro apresentou melhor eficiência de remoção para todos os tamanhos de partículas avaliados. Bejor et al. (2013) analisaram 3 diferentes diâmetros de poros de tecidos para a colheita de três comunidades de microalgas distintas com diferentes diâmetros e concluíram, também, que o tecido que apresentava menor diâmetro de abertura de poro (7,5 μm) obteve maior eficiência de colheita em relação aos demais (58,5 μm e 64 μm) para todas as microalgas analisadas. Esses resultados corroboram com o resultado encontrado para a LAT, em que o poliéster, tecido de menor diâmetro entre os três avaliados, apresentou maior eficiência de colheita da biomassa algal. Contudo, ressalta-se que os autores estudaram tecidos com diâmetros de poro bem distintos e, por isso, o de menor diâmetro apresentou melhor desempenho em comparação aos demais para todos os tamanhos de partículas analisadas, diferentemente do que ocorreu nesta pesquisa, em que poliéster, algodão e TNT apresentavam diferença de apenas 1 μm entre si, o que refletiu em diferenças não observadas para a eficiência de colheita entre eles quando filtraram o efluente da LAT-R.

Para a segunda comparação realizada, analisando-se a Figura 5-11, nota-se que, para todos os tecidos, as eficiências médias de colheita da biomassa algal são maiores quando aplicados à filtração do efluente da LAT-R. Todavia, quando realizada a análise estatística, percebeu-se que não havia diferenças significativas entre as eficiências de colheita na comparação entre as duas biomassas ($p > 0,05$), exceto para o tecido de algodão, em que a eficiência de AR foi significativamente superior à de A ($p < 0,05$). Ou seja, a formação de maiores agregados celulares não repercutiu em mudanças nas eficiências de remoção pelo poliéster e pelo TNT. A proporção de algas que biofloclaram e formaram maiores agregados celulares pode não ter sido suficiente para que houvesse mudanças significativas na remoção das microalgas do efluente da LAT-R, apesar das eficiências médias terem se apresentado maiores para essa lagoa, sendo necessário, eventualmente, um maior percentual de maiores flocos celulares na LAT-R para que resulte efetivamente em maiores eficiências de colheita para o efluente dessa lagoa.

Outro fator que pode ter influenciado os resultados encontrados foi sugerido por Sembiring, Mahapati e Hidayat (2021). Os autores realizaram uma correlação entre o diâmetro de abertura do poro do filtro e o tamanho das partículas de microplástico analisadas por eles e perceberam que, quanto menor o diâmetro do poro do tecido mais insignificante é o efeito do aumento do tamanho das partículas de microplástico sobre a eficiência de remoção delas. Esse fato pode explicar a inexistência de diferenças significativas para os tecidos de poliéster e TNT filtrando os efluentes da LAT e LAT-R, uma vez que o diâmetro de abertura do poro desses tecidos pode ter sido suficientemente pequeno para que fossem encontradas diferenças na eficiência de colheita com o aumento do tamanho dos flocos da biomassa da LAT-R.

Ademais, foi realizada uma terceira comparação por meio de uma análise geral entre as eficiências de colheita da LAT e da LAT-R sem distinções do tipo de material aplicado, ou seja, todos os resultados obtidos para a eficiência de colheita da biomassa algal na LAT foram comparados a todos os resultados obtidos para a LAT-R. Para tanto, foi aplicado o teste estatístico não paramétrico U de Mann Whitney e foi verificado que as eficiências de colheita para a LAT-R foram significativamente maiores do que as encontradas para a LAT, indicando que, em uma análise mais

ampla, o efluente biofloculado da LAT-R apresentou melhor desempenho para a filtração e remoção das microalgas.

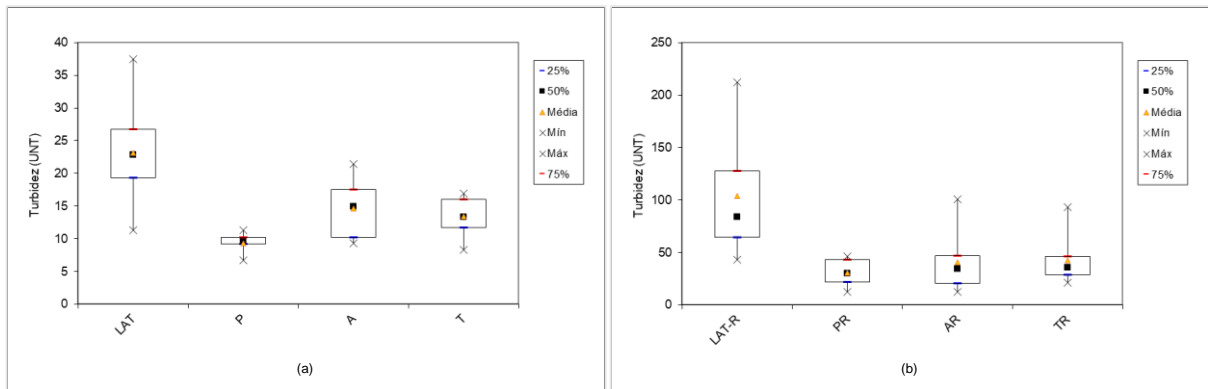
De modo geral, analisando-se as eficiências de colheita da biomassa algal pela filtração por tecido utilizando-se os três materiais avaliados, tanto para a filtração do efluente LAT quanto para o da LAT-R, identificou-se que foram inferiores a alguns outros estudos relatados na literatura. Por exemplo, Bejor et al. (2013) obtiveram eficiências de colheita entre 66-93% para o tecido com o melhor desempenho. Porém, deve-se enfatizar que fatores relacionados ao tipo de material usado (como o diâmetro do poro) e às características da biomassa filtrada (tamanho dos flocos), podem influenciar nos resultados obtidos. Sendo assim, algumas estratégias podem ser adotadas visando melhorar as eficiências obtidas, como o uso de múltiplas camadas de tecido, que se demonstrou capaz de aumentar a eficiência de filtração e a remoção de sólidos (SIWILA; BRINK, 2018) e pode ser adequada, também, para aumentar a eficiência de colheita da biomassa algal.

Por fim, destaca-se que um filtro de tecido operando em escala plena receberá um efluente mais diluído e com concentrações de SST menores, mais próximas às que foram observadas para a LAT. Sendo assim, aliado ao também melhor desempenho para a taxa de fluxo, dentre os tecidos avaliados e nas condições propostas neste estudo, o poliéster é o material mais adequado para a aplicação proposta de tratamento de esgoto doméstico e colheita da biomassa algal.

5.3.5 Análise da Turbidez

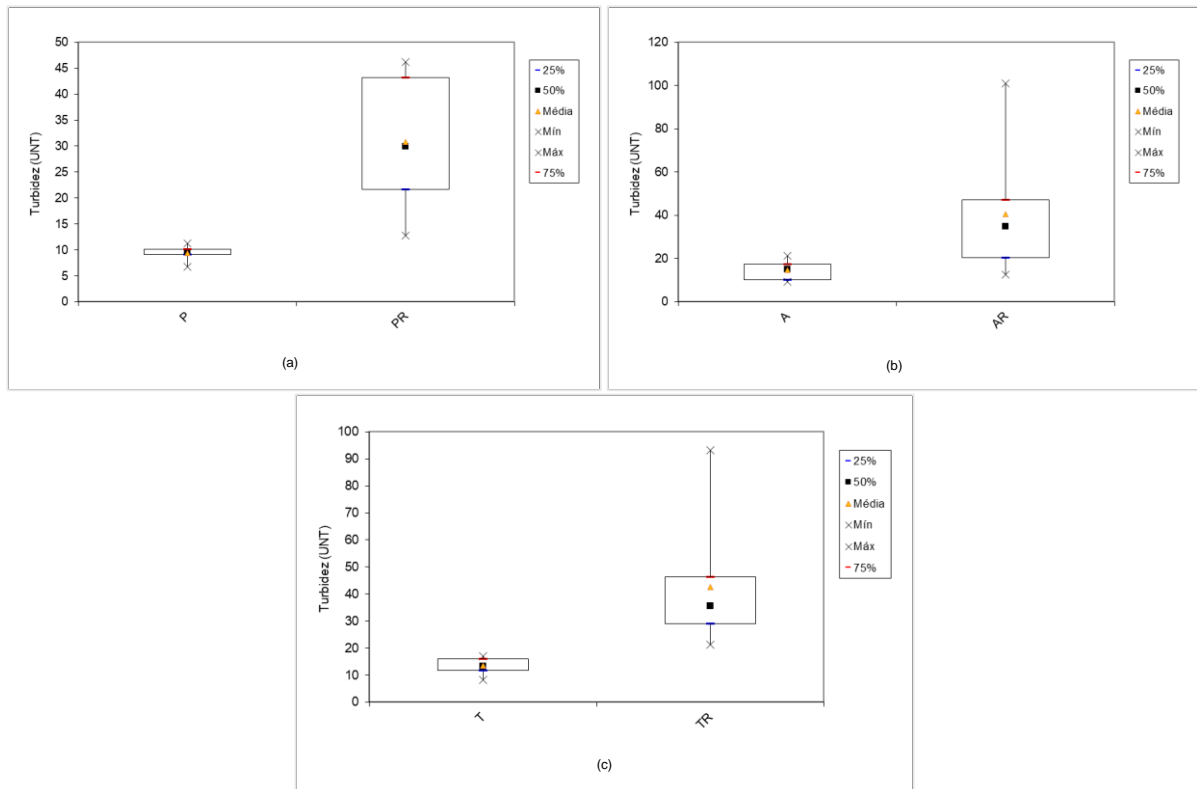
Os valores de turbidez na LAT e na LAT-R e no efluente após filtração pelos três tecidos avaliados são apresentados na Figura 5-12 e na Figura 5-13.

Figura 5-12 – Box-plot da turbidez no efluente da LAT (a) e da LAT-R (b) e nos efluentes pós-filtração por tecido de poliéster (n=9), algodão (n=8), e TNT (n=8)



Fonte: Autora (2023)

Figura 5-13 – Box-plot da turbidez nos efluentes filtrados com os tecidos de poliéster (a), algodão (b) e TNT (c) aplicados aos efluentes da LAT e da LAT-R



Fonte: Autora (2023)

No licor misto da LAT e da LAT-R, foi encontrada turbidez média de, respectivamente, 23,2 e 103,7 UNT. A análise da Figura 5-12 permite identificar que a turbidez média para o efluente filtrado da LAT pelo tecido de poliéster é inferior àquelas encontradas para os tecidos de algodão e TNT. O mesmo comportamento é observado para o efluente da LAT-R. Os valores médios encontrados para esse parâmetro foram iguais a 9 UNT, 15 UNT e 13 UNT, para P, A e T, respectivamente, e iguais a 31 UNT, 41 UNT e 43 UNT para PR, AR e TR, respectivamente. Esse comportamento é o

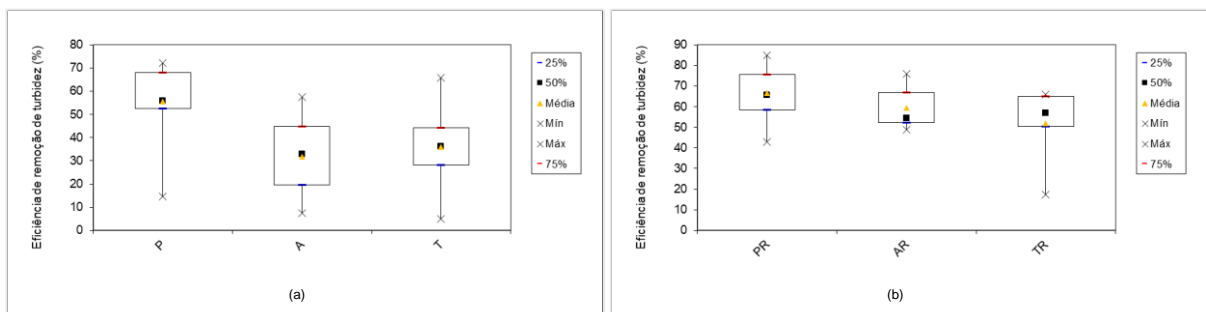
esperado e já foi relatado em outros estudos, como de Loderer, Wörle e Fuchs (2012) que avaliaram tecidos de poliéster com poros de diferentes diâmetros e observaram que o aumento do diâmetro de abertura do poro leva a um aumento da turbidez no efluente filtrado.

Quando aplicado o teste estatístico não paramétrico de Kruskal-Wallis seguido do teste de comparações múltiplas de Dunn, identificou-se que apenas quando aplicado à filtração do efluente da LAT o poliéster apresentou concentrações significativamente inferiores aos demais ($p < 0,05$), não sendo identificadas diferenças significativas nas turbidez do efluente final dos três tecidos estudados aplicados ao tratamento do efluente da LAT-R ($p > 0,05$).

A Figura 5-13 apresenta a comparação realizada para cada tecido separadamente filtrando duas biomassas distintas provenientes da LAT e da LAT-R. Como é possível perceber, os valores médios de turbidez no efluente filtrado pelos três tecidos foram maiores para a LAT-R em todos os casos ($p < 0,05$). Esse resultado corrobora com o encontrado para SST na seção 5.3.4, e está relacionado, também, aos valores de turbidez mais elevados no licor misto da LAT-R quando comparados aos da LAT.

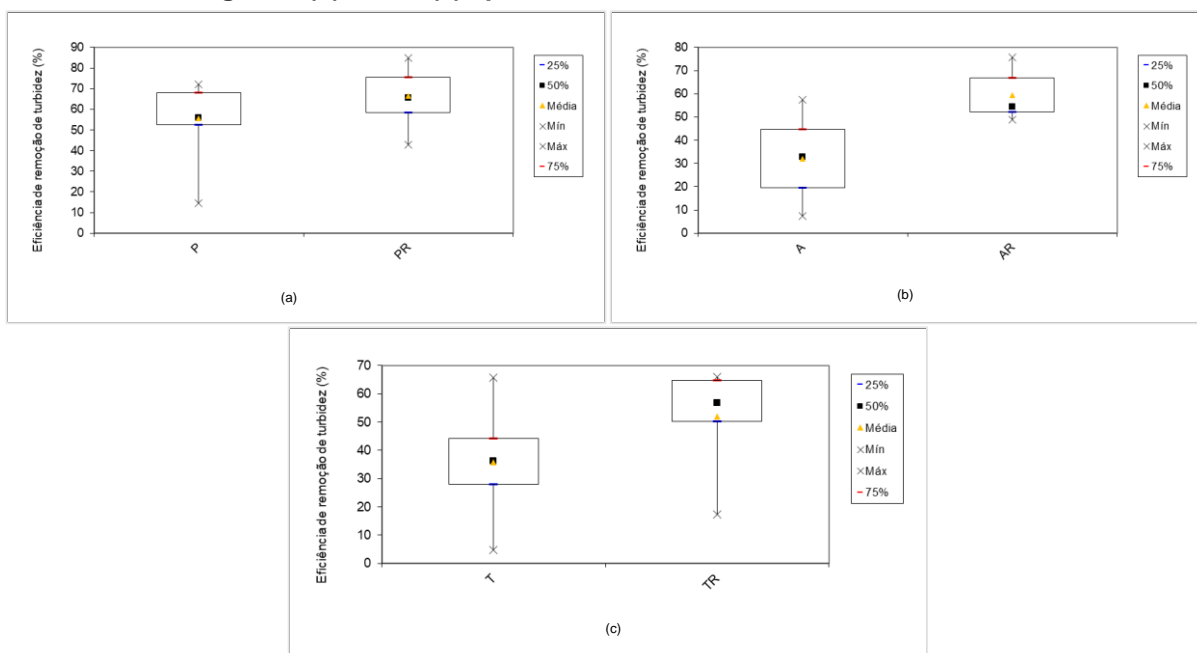
Em relação as eficiências de remoção de turbidez, a Figura 5-14 apresenta a comparação realizada entre os três tecidos filtrando os efluentes da LAT e da LAT-R e a Figura 5-15 apresenta a comparação realizada para cada tecido separadamente, filtrando as duas biomassas distintas provenientes da LAT e da LAT-R.

Figura 5-14 – Box-plot da eficiência de remoção de turbidez pelos tecidos de poliéster (n=9), algodão (n=8), e TNT (n=8) filtrando os efluentes da LAT (a) e da LAT-R (b)



Fonte: Autora (2023)

Figura 5-15 – Box-plot das eficiências de remoção de turbidez pelos tecidos de poliéster (a), algodão (b) e TNT (c) aplicados aos efluentes da LAT e da LAT-R



Fonte: Autora (2023)

Observa-se a partir da análise da Figura 5-14 que as eficiências médias de remoção de turbidez foram maiores para o tecido de poliéster em comparação aos tecidos de algodão e TNT, tanto para o efluente da LAT, quanto para o efluente da LAT-R, iguais a, respectivamente, 56%, 32% e 36% para a LAT, e 67%, 59% e 52% para a LAT-R. Apesar dos valores numericamente maiores encontrados, a eficiência de remoção de turbidez foi estatisticamente superior para o tecido de poliéster apenas quando aplicado ao tratamento do efluente da LAT ($p < 0,05$), não sendo encontradas diferenças significativas para os três tecidos filtrando o efluente da LAT-R ($p > 0,05$), mantendo-se, assim, o mesmo comportamento encontrado para a eficiência de colheita.

A Figura 5-15 demonstra que, quando comparados separadamente em relação à filtração dos efluentes da LAT e da LAT-R, as eficiências de remoção de turbidez foram sempre maiores para a LAT-R para todos os tecidos avaliados. Todavia, o algodão foi o único material que apresentou eficiência de remoção estatisticamente superior para a LAT-R em comparação à LAT ($p < 0,05$), mantendo, novamente, o comportamento estatístico observado para a eficiência de colheita da biomassa algal.

Uma vez que o parâmetro turbidez correlaciona-se positivamente com o parâmetro SST (HANNOUCHE et al., 2011), os mesmos fatores que influenciaram os resultados observados para eficiência de colheita da biomassa algal são aplicáveis para a remoção de turbidez, sendo estes relacionados ao diâmetro de abertura do poro dos tecidos e ao diâmetro dos flocos da biomassa algal.

Os resultados encontrados para a LAT e para a LAT-R apresentam eficiências de remoção de turbidez superiores à outras pesquisas realizadas com os mesmos materiais. Siwila e Brink (2018) avaliaram os tecidos de 100% poliéster e 100% algodão para aplicação à filtração de água potável e obtiveram remoções iguais a, aproximadamente, 8% e 12%, respectivamente, quando utilizada apenas uma camada de material filtrante. Os autores atribuíram as baixas remoções ao maior diâmetro de abertura de poro desses dois tecidos (>150 μm para ambos) e à menor espessura desses materiais. Demonstra-se, assim, que o diâmetro de abertura do poro do material filtrante utilizado para a filtração pode, de fato, ter influência nas remoções de turbidez obtidas.

Por fim, a terceira comparação realizada diz respeito a uma análise geral entre as eficiências remoção de turbidez da LAT e da LAT-R sem distinções do tipo de material aplicado, ou seja, todos os resultados obtidos para a eficiência de remoção de turbidez na LAT foram comparados a todos os resultados obtidos para a LAT-R. Para tanto, foi aplicado o teste estatístico não paramétrico U de Mann Whitney e foi verificado que as eficiências de remoção de turbidez para a LAT-R foram significativamente maiores do que as encontradas para a LAT, demonstrando que, em uma análise mais ampla, a recirculação da biomassa algal é capaz de promover uma melhoria no processo de filtração por tecido.

5.4 Conclusões

A partir da realização desta pesquisa foi possível concluir que o tecido de poliéster apresentou melhor desempenho em relação a taxa de fluxo, quando comparado aos outros dois tecidos avaliados. Além disso, esse tecido também apresentou as menores concentrações de sólidos no efluente final após filtração, em comparação ao algodão e ao TNT.

Em relação a comparação entre os três tecidos, notou-se que o poliéster apresentou melhor eficiência de colheita da biomassa algal e de remoção de turbidez quando aplicado à filtração do efluente da LAT, apresentando eficiências de colheita iguais a 51%, em comparação a 29% e 31% do algodão e TNT, respectivamente. Para turbidez esse tecido também apresentou melhores remoções, com eficiências iguais a 56%, 32% e 36%, respectivamente. Para a LAT-R, a filtração com os três diferentes tecidos não resultou em eficiências de colheita e remoções de turbidez estatisticamente superiores para nenhum deles.

A biofloculação promoveu a formação de maiores agregados celulares, sendo possível observar para a LAT-R flocos de até 380 μm . Apesar dos maiores agregados celulares formados pela LAT-R, as eficiências de colheita por filtração utilizando os tecidos de poliéster e TNT não foram estatisticamente maiores para esse efluente em comparação ao efluente da LAT. Assim, percebe-se que, para as condições avaliadas nessa pesquisa e para esses dois tecidos, especificamente, a biofloculação obtida por meio da recirculação da biomassa algal não influenciou na eficiência de colheita obtida, apesar dos valores numéricos de eficiência de colheita terem sido maiores para a LAT-R, a diferença entre elas não foi significativa. O mesmo comportamento foi observado para a remoção de turbidez. Contudo, quando realizada uma análise geral para todas as eficiências de colheita e de remoção de turbidez comparativamente entre a LAT e a LAT-R, sem distinção do tecido utilizado, foi observado um melhor desempenho para o efluente da lagoa com recirculação.

Ademais, para os três tecidos analisados e para as duas biomassas distintas avaliadas, as concentrações de SST no efluente final atenderam ao que é estabelecido pela legislação para lançamento de efluentes em curso d'água.

De maneira geral, foi possível perceber que a filtração por tecido com os três materiais analisados é eficiente em termos de colheita da biomassa e remoção de turbidez, além de atender, também, ao que é estabelecido pela legislação em termos de concentração de SST para lançamento de efluentes, sendo uma opção simples e de baixo custo, capaz de ser acoplada ao tratamento de esgoto em sistemas compostos por LATs.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A partir da realização deste estudo foi possível perceber que as LATs são sistemas promissores para o tratamento terciário de águas residuárias, além de serem um meio de cultivo que contêm água e os nutrientes necessários para o cultivo de microalgas que podem potencialmente serem utilizadas para a produção de biocombustíveis.

Comprovou-se que a recirculação, nas condições propostas neste estudo e para a realidade brasileira, foi um método eficiente para a pré-concentração da biomassa algal, promovendo a biofloculação e a formação de maiores agregados celulares. Quando combinada ao método de colheita por sedimentação, promoveu um aumento na eficiência de colheita, na produtividade e na eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal.

Em relação à filtração por tecido, apesar da predominância de maiores agregados celulares no efluente da LAT-R, não houve diferenças estatisticamente significativas entre as eficiências de colheita quando comparada à LAT para os tecidos de poliéster e TNT. Esse fato demonstra que a biofloculação promovida pela recirculação da biomassa não repercutiu na melhoria da eficiência de colheita por filtração realizada por esses materiais. Todavia, quando comparadas todas as eficiências obtidas para a filtração dos efluentes da LAT e da LAT-R, sem distinção do tecido utilizado, notou-se que a filtração do efluente da lagoa com recirculação apresentou melhor desempenho em relação às eficiências de colheita da biomassa algal e de remoção de turbidez.

Para a comparação realizada entre os três tecidos avaliados, notou-se que o poliéster apresentou melhor desempenho em relação à eficiência de colheita e à remoção de turbidez quando aplicado à filtração do efluente da LAT. Para o efluente da LAT-R não houve diferença entre os três tecidos, uma vez que a maioria dos flocos apresentava diâmetros maiores que 9 μm , que foram retidos pelos três tecidos sem que diferenças nas eficiências de colheita estatisticamente significativas fossem observadas entre eles. Além disso, o poliéster apresentou melhor desempenho relacionado à taxa de fluxo, além de apresentar o menor diâmetro de abertura de poro entre os tecidos avaliados, o que refletiu em maiores retenções de sólidos no tecido e em menores concentrações de SST no efluente final após filtração, tanto para a LAT quanto para a LAT-R, evidenciando sua melhor performance em relação aos demais e o seu

potencial para aplicação ao tratamento de esgoto doméstico em LATs e para a colheita da biomassa algal.

Por fim, ambos os métodos, sedimentação e filtração, foram eficientes para a remoção de sólidos, atendendo ao que é estabelecido pela legislação em relação à concentração de SST para lançamento de efluente em curso d'água.

Assim, tanto a sedimentação quanto a filtração por tecido se mostraram como métodos com potencial para serem aplicados ao tratamento de esgoto doméstico e à colheita da biomassa algal em lagoas de alta taxa, ainda mais quando combinados a estratégia operacional de recirculação da biomassa algal, sendo capazes de conciliar a simplicidade operacional da LAT com métodos também simples, de baixo custo e eficientes.

Ressalta-se a importância de estudos que busquem avaliar métodos que otimizem a colheita da biomassa algal, como forma de se promover a melhoria da operação das LATs visando a sua ampliação como sistema de tratamento de esgoto simples e de baixo custo, assim como a produção em larga escala de microalgas e a utilização delas para a obtenção de diferentes produtos, como os biocombustíveis.

7 RECOMENDAÇÕES PARA FUTUROS TRABALHOS

Recomenda-se como sugestão para trabalhos futuros:

- Promover a recirculação por um maior período, incluindo as diferentes estações do ano;
- Avaliar diferentes vazões de recirculação, maiores e menores à proposta neste estudo, a fim de se verificar o seu efeito sobre a biofloculação;
- Realizar análises de DQO filtrada a fim de se verificar a quantidade de matéria orgânica efetivamente removida;
- Avaliar os três tecidos e suas eficiências de colheita por filtração em protótipo em escala piloto para uso em escala plena, acoplados às LATs;
- Avaliar a aplicação de mais de uma camada de tecido para filtração para verificar a influência dessa configuração na eficiência de colheita da biomassa algal;
- Avaliar as taxas de fluxo para os tecidos utilizando os efluentes da LAT e da LAT-R para a filtração, com o intuito de se identificar a influência da concentração de sólidos sobre esse parâmetro;
- Verificar a toxicidade dos efluentes gerados em cada um dos sistemas e modos de operação e filtração, relacionados a danos às células;
- Realizar análises com os tecidos utilizados para a filtração, a fim de se analisar a sua vida útil e resistência.

REFERÊNCIAS

- ABDEL-RAOUF, N.; AL-HOMAIDAN, A. A.; IBRAHEEM, I. B. M. Microalgae and wastewater treatment. **Saudi Journal of Biological Sciences**, [S.L.], v. 19, n. 3, p. 257-275, July. 2012. DOI 10.1016/j.sjbs.2012.04.005. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.sjbs.2012.04.005>. Acesso em: 7 abr. 2023.
- ALAM, Md. A; VANDAMME, D.; CHUN, W.; ZHAO, X.; FOUBERT, I.; WANG, Z.; MUYLAERT, K.; YUAN, Z. Bioflocculation as an innovative harvesting strategy for microalgae. **Reviews In Environmental Science And BioTechnology**, [S.L.], v. 15, n. 4, p. 573-583, Oct. 2016. DOI 10.1007/s11157-016-9408-8. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1007/s11157-016-9408-8>. Acesso em: 13 mar. 2023.
- ALAM, Md. A; WAN, C.; GUO, S. L.; ZHAO, X. Q.; HUANG, Z. Y.; YANG, Y. L.; CHANG, J. S.; BAI, F. W. Characterization of the flocculating agent from the spontaneously flocculating microalga *Chlorella vulgaris* JSC-7. **Journal Of Bioscience And Bioengineering**, [S.L.], v. 118, n. 1, p. 29-33, July. 2014. DOI 10.1016/j.jbiosc.2013.12.021. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jbiosc.2013.12.021>. Acesso em: 15 mar. 2023.
- AL-JABRI, H.; DAS, P.; HKAN, S.; THAHER, M.; ABDULQUADIR, M. Treatment of wastewaters by microalgae and the potential applications of the produced biomass: a review. **Water**, [S.L.], v. 13, n. 27, p. 1-26, 2021. DOI 10.3390/w13010027. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/w13010027>. Acesso em: 11 nov. 2021.
- APHA. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 23^a ed. Washington: American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation, Washington DC, USA. 2017.
- ARCILA, J. S.; BUITRÓN, G. Influence of solar irradiance levels on the formation of microalgae-bacteria aggregates for municipal wastewater treatment. **Algal Research**, [S.L.], v. 27, p. 190-197, Nov. 2017. DOI 10.1016/j.algal.2017.09.011. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.algal.2017.09.011>. Acesso em: 23 de ago. 2023.
- ARUTSELVAN, C.; SEENIVASAN, H. K.; OSCAR, F. L.; RAMYA, G.; CHI, N. T. L.; PUGAZHENDHI, A.; THAJUDDIN, N. Review on wastewater treatment by microalgae in different cultivation systems and its importance in biodiesel production. **Fuel**, [S.L.], v. 324, p. 124623, Sept. 2022. DOI 10.1016/j.fuel.2022.124623. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.fuel.2022.124623>. Acesso em: 19 maio 2023.
- ASSEMANY, P. P.; CALIJURI, M. L.; COUTO, E. de A. do; SOUZA, M. H. B. de; SILVA, N. C.; SANTIAGO, A. da F.; CASTRO, J. de S. Algae/bacteria consortium in high rate ponds: influence of solar radiation on the phytoplankton community. **Ecological Engineering**, [S.L.], v. 77, p. 154-162, Apr. 2015. DOI 10.1016/j.ecoleng.2015.01.026. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.01.026>. Acesso em: 4 maio 2023.

- BARROS, A. I.; GONÇALVES, A. L.; SIMÕES, M.; PIRES, J. C. M. Harvesting techniques applied to microalgae: a review. **Renewable And Sustainable Energy Reviews**, [S.L.], v. 41, p. 1489-1500, Jan. 2015. DOI 10.1016/j.rser.2014.09.037. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2014.09.037>. Acesso em: 10 mar. 2023.
- BASHAR, R.; GUNGOR, K.; KARTHIKEYAN, K. G.; BARAK, P. Cost effectiveness of phosphorus removal processes in municipal wastewater treatment. **Chemosphere**, [S.L.], v. 197, p. 280-290, Apr. 2018. DOI 10.1016/j.chemosphere.2017.12.169. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.12.169>. Acesso em: 27 ago. 2023.
- BATISTA, M. D.; ANHÊ, A. C. B. M.; GONÇALVES, J. C. S. I. Use of hydrodynamic cavitation for algae removal: effect on the inactivation of microalgae belonging to genus *Scenedesmus*. **Water Air Soil Pollut**, [S.L.], v. 228, n. 11, p. 1-8, Nov. 2017. DOI 10.1007/s11270-017-3624-x. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1007/s11270-017-3624-x>. Acesso em: 27 ago. 2023.
- BEJOR, E. S.; MOTA, C.; OGAREKPE, N. M.; EMERSON, K. U.; UKPATA, J. Low-cost harvesting of microalgae biomass from water. **International Journal of Development and Sustainability**, [S.L.], v. 2, n.1, p. 01-11, 2013.
- BRANYIKOVA, I.; PROCHAZKOVA, G.; POTOVAR, T.; JEZKOVA, Z.; BRANYIK, T. Harvesting of microalgae by flocculation. **Fermentation**, [S.L.], v. 4, n. 4, p. 93, Nov. 2018. DOI 10.3390/fermentation4040093. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.3390/fermentation4040093>. Acesso em: 13 mar. 2023.
- BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Regional. Sistema Nacional de Informações sobre o Saneamento. **Diagnóstico temático serviços de água e esgoto: visão geral ano de referência 2021**. Brasília: MDR; SNIS, 2022. 92 p.
- BRENNAN, L.; OWENDE, P. Biofuels from microalgae: a review of technologies for production, processing, and extractions of biofuels and co-products. **Renewable And Sustainable Energy Reviews**, [S.L.], v. 14, n. 2, p. 557-577, Feb. 2010. DOI 10.1016/j.rser.2009.10.009. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2009.10.009>. Acesso em: 19 maio 2023.
- CHEAH, W. Y.; SHOW, P. L.; CHANG, J.; LING, T. C.; JUAN, J. C. Biosequestration of atmospheric CO₂ and flue gas-containing CO₂ by microalgae. **Bioresource Technology**, [S.L.], v. 184, p. 190-201, May. 2015. DOI 10.1016/j.biortech.2014.11.026. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2014.11.026>. Acesso em: 18 maio 2023.
- CHEN, J.; LENG, L.; YE, C.; LU, Q.; ADDY, M.; WANG, J.; LIU, J.; CHEN, P.; RUAN, R.; ZHOU, W. A comparative study between fungal pellet- and spore-assisted microalgae harvesting methods for algae bioflocculation. **Bioresource Technology**, [S.L.], v. 259, p. 181-190, July. 2018. DOI 10.1016/j.biortech.2018.03.040. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2018.03.040>. Acesso em: 15 mar. 2023.

CHISTI, Y. Biodiesel from microalgae. **Biotechnology Advances**, [S.L.], v. 25, n. 3, p. 294-306, May. 2007. DOI 10.1016/j.biotechadv.2007.02.001. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biotechadv.2007.02.001>. Acesso em: 24 abr. 2023.

CHOJNANACKA, K.; MARQUEZ-ROCHA, F. J. Kinetic and stoichiometric relationships of the energy and carbon metabolism in the culture of microalgae. **Biotechnology**, [S.L.], v. 3, n.1, p. 21-34, 2004. DOI 10.3923/biotech.2004.21.34. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.3923/biotech.2004.21.34>. Acesso em: 6 jun. 2023.

CHRISTENSON, L.; SIMS, R. Production and harvesting of microalgae for wastewater treatment, biofuels, and bioproducts. **Biotechnology Advances**, [S.L.], v. 29, n. 6, p. 686-702, Nov. 2011. DOI 10.1016/j.biotechadv.2011.05.015. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biotechadv.2011.05.015>. Acesso em: 15 maio 2022.

COUTO, E.; CALIJURI, M. L.; ASSEMAN, P. Biomass production in high rate ponds and hydrothermal liquefaction: wastewater treatment and bioenergy integration. **Science Of The Total Environment**, [S.L.], v. 724, p. 138104, July. 2020. DOI 10.1016/j.scitotenv.2020.138104. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138104>. Acesso em: 3 maio 2023.

COUTO, E.; CALIJURI, M. L.; ASSEMAN, P.; CECON, P. R. Evaluation of high rate ponds operational and design strategies for algal biomass production and domestic wastewater treatment. **Science Of The Total Environment**, [S.L.], v. 791, p. 148362, Oct. 2021. DOI 10.1016/j.scitotenv.2021.148362. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148362>. Acesso em: 15 mar. 2022.

CRAGGS, R. J.; DAVIES-COLLEY, R. J.; TANNER, C. C.; SUKIAS, J. P. Advanced pond system: performance with high rate ponds of different depths and areas. **Water Science and Technology**, [S.L.], v. 48, n. 2, p. 259-267, 2003.

CRAGGS, R.; PARK, J.; HEUBECK, S.; SUTHERLAND, D. High rate algal pond systems for low-energy wastewater treatment, nutrient recovery and energy production. **New Zealand Journal Of Botany**, [S.L.], v. 52, n. 1, p. 60-73, Jan. 2014. DOI 10.1080/0028825x.2013.861855. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1080/0028825x.2013.861855>. Acesso em: 19 dez. 2022.

CRAGGS, R.; SUTHERLAND, D.; CAMPBELL, H. Hectare-scale demonstration of high rate algal ponds for enhanced wastewater treatment and biofuel production. **Journal Of Applied Phycology**, [S.L.], v. 24, n. 3, p. 329-337, Feb. 2012. DOI 10.1007/s10811-012-9810-8. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1007/s10811-012-9810-8>. Acesso em: 18 maio 2023.

CROMAR, N. J.; FALLOWFIELD, H. J. Separation of components of the biomass from high rate algal ponds using Percoll^R density gradient centrifugation. **Journal Of Applied Phycology**, [S.L.], v. 4, n. 2, p. 157-163, June. 1992. DOI 10.1007/bf02442464. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1007/bf02442464>. Acesso em: 28 ago. 2023.

CUELLAR-BERMUDEZ, S. P.; ALEMAN-NAVA, G. S.; CHANDRA, R.; GARCIA-PEREZ, J. S.; CONTRERAS-ANGULO, J. R.; MARKOU, G.; MUYLEAERT, K.;

RITTMANN, B. E.; PARRA-SALDIVAR, R. Nutrients utilization and contaminants removal. A review of two approaches of algae and cyanobacteria in wastewater. **Algal Research**, [S.L.], v. 24, p. 438-449, June. 2017. DOI 10.1016/j.algal.2016.08.018. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.algal.2016.08.018>. Acesso em: 27 ago. 2023.

DAS, P.; OBBARD, J. P. Incremental energy supply for microalgae culture in a photobioreactor. **Bioresource Technology**, [S.L.], v. 102, n. 3, p. 2973-2978, Feb. 2011. DOI 10.1016/j.biortech.2010.10.001. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2010.10.001>. Acesso em: 24 abr. 2023.

DOLGANYUK, V.; BELOVA, D.; BABICH, O.; PROSEKOV, A.; IVANOVA, S.; KATSEROV, D.; PATYUKOV, N.; SUKHIKH, S. Microalgae: a promising source of valuable bioproducts. **Biomolecules**, [S.L.], v. 10, n. 8, p. 1153, Aug. 2020. DOI 10.3390/biom10081153. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.3390/biom10081153>. Acesso em: 18 maio 2023.

DOWNING, J. B.; BRACCO, E.; GREEN, F. B.; KU, A. Y.; LUNDQUIST, T. J.; ZUBIETA, I. X.; OSWALD, W. J. Low cost reclamation using the Advanced Integrated Wastewater Pond Systems® Technology and reverse osmosis. **Water Science Technology**, [S.L.], v. 45, n. 1, p. 117-125, Jan. 2002. DOI 10.2166/wst.2002.0016. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.2166/wst.2002.0016>. Acesso em: 18 maio 2023.

EFROYMSON, R. A.; DALE, V. H.; LANGHOLTZ, M. H. Socioeconomic indicators for sustainable design and commercial development of algal biofuel systems. **Gcb Bioenergy**, [S.L.], v. 9, n. 6, p. 1005-1023, May. 2016. DOI 10.1111/gcbb.12359. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1111/gcbb.12359>. Acesso em: 27 ago. 2023.

ESPINOSA, M. F.; VERBYLA, M. E.; VASSALLE, L.; LEAL, C.; LEROY-FREITAS, D.; MACHADO, E.; FERNANDES, L.; ROSA-MACHADO, A. T.; CALÁBRIA, J.; CHERNICHARO, C.; MOTA, C. R. Reduction and liquid-solid partitioning of SARS-CoV-2 and adenovirus throughout the different stages of a pilot-scale wastewater treatment plant. **Water Research**, [S.L.], v. 212, p. 118069, Apr. 2022. DOI 10.1016/j.watres.2022.118069. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2022.118069>. Acesso em: 13 ago. 2023.

ESPINOSA, M. F.; VERBYLA, M. E.; VASSALLE, L.; ROSA-MACHADO, A. T.; ZHAO, F.; GAUNIN, A.; MOTA, C. R. Reduction and partitioning of viral and bacterial indicators in a UASB reactor followed by high rate algal ponds treating domestic sewage. **Science Of The Total Environment**, [S.L.], v. 760, p. 144309, Mar. 2021. DOI 10.1016/j.scitotenv.2020.144309. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144309>. Acesso em: 27 ago. 2023.

EYVAZ, M.; ARSLAN, S.; GÜRBULAK, E.; YÜKSEL, E. Textile materials in liquid filtration practices: current status and perspectives in water and wastewater treatment. In: KUMAR, B.; THAKUR, S. (Ed.) **Textiles for Advanced Applications**. London, UK: Intech Open, Chapter 11, 2017. p. 293-320. DOI 10.5772/intechopen.69462. Disponível em: <https://www.intechopen.com/chapters/55837>. Acesso em: 20 maio 2022.

FALKOWSKI, P. G. **Primary Productivity in the Sea**. London: Plenum Press, 1980. 531 p.

FALLOWFIELD, H. J.; CROMAR, N. J.; EVISON, L. M. Coliforme die-off rate constants in high rate algal pond and the effect of operational and environmental variables. **Water Science Technology**, [S.L.], v. 34, n. 11, p. 141-147. 1996. DOI 10.1016/S0273-1223(96)00831-1. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(96\)00831-1](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(96)00831-1). Acesso em: 11 nov. 2021.

FUNDNEIDER, T.; ALEJO, L.; LACKNER, S. Tertiary phosphorus removal to extremely low levels by coagulation-flocculation and cloth-filtration. **Water Science And Technology**, [S.L.], v. 82, n. 1, p. 131-143, July. 2020. DOI 10.2166/wst.2020.337. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.2166/wst.2020.337>. Acesso em: 29 abr. 2022.

GAINARD, C.; GARGOUCH, N.; DUBESSAY, P.; DELATTRE, C.; PIERRE, G.; LAROCHE, C.; FENDRI, I.; ABDELKAFI, S.; MICHAUD, P. New horizons in culture and valorization of red microalgae. **Biotechnology Advances**, [S.L.], v. 37, n. 1, p. 193-222, Jan. 2019. DOI 10.1016/j.biotechadv.2018.11.014. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biotechadv.2018.11.014>. Acesso em: 2 maio 2023.

GODOS, I. de; ARBIB, Z.; LARA, E.; ROGALLA, F. Evaluation of high rate algae ponds for treatment of anaerobically digested wastewater: effect of CO₂ addition and modification of dilution rate. **Bioresource Technology**, [S.L.], v. 220, p. 253-261, Nov. 2016. DOI 10.1016/j.biortech.2016.08.056. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2016.08.056>. Acesso em: 27 ago. 2023.

GOH, B. H. H.; ONG, H. C.; CHEAH, M. Y.; CHEN, W.; YU, K. L.; MAHLIA, T. M. I. Sustainability of direct biodiesel synthesis from microalgae biomass: a critical review. **Renewable And Sustainable Energy Reviews**, [S.L.], v. 107, p. 59-74, June. 2019. DOI 10.1016/j.rser.2019.02.012. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2019.02.012>. Acesso em: 20 out. 2021.

GONZÁLEZ-GONZÁLEZ, L. M.; ELTANAHY, E.; SCHENK, P. M. Assessing the fertilizing potential of microalgal digestates using the marine diatom *Chaetoceros muelleri*. **Algal Research**, [S.L.], v. 41, p. 101534, Aug. 2019. DOI 10.1016/j.algal.2019.101534. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.algal.2019.101534>. Acesso em: 27 ago. 2023.

GRABBE, U.; SEYFRIED, C. F.; ROSENWINKEL, K.-H. Upgrading of wastewater treatment plants by cloth-filtration using an improved type of filter-cloth. **Water Science And Technology**, [S.L.], v. 37, n. 9, p. 143-150, May. 1998. DOI 10.2166/wst.1998.0351. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.2166/wst.1998.0351>. Acesso em: 2 maio 2023.

GUNES, S.; AYOL, A. Applicability of different textile materials in filtration process integrated with SBR for wastewater reuse in small settlements. **Water Science And Technology**, [S.L.], v. 84, n. 10-11, p. 3323-3333, Sept. 2021. DOI 10.2166/wst.2021.416. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.2166/wst.2021.416>. Acesso em: 20 abr. 2022.

GUO, S.; ZHAO, X.; WAN, C.; HUANG, Z.; YANG, Y.; ALAM, Md. A.; HO, S.; BAI, F.; CHANG, J. Characterization of flocculating agent from the self-flocculating microalga *Scenedesmus obliquus* AS-6-1 for efficient biomass harvest. **Bioresource Technology**, [S.L.], v. 145, p. 285-289, Oct. 2013. DOI 10.1016/j.biortech.2013.01.120. Disponível em:

<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2013.01.120>. Acesso em: 15 mar. 2023.

GUTIÉRREZ, R.; FERRER, I.; GONZÁLEZ-MOLINA, A.; SALVADÓ, H.; GARCÍA, J.; UGGETTI, E. Microalgae recycling improves biomass recovery from wastewater treatment high rate algal ponds. **Water Research**, [S.L.], v. 106, p. 539-549, Dec. 2016. DOI 10.1016/j.watres.2016.10.039. Disponível em:

<http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2016.10.039>. Acesso em: 18 set. 2021.

GUTIÉRREZ, R. **Microalgae harvesting in wastewater treatment plants: application of natural techniques for an efficient flocculation**. 2016. 194 p. Thesis (Doctoral Degree in Environmental Engineering) - Universitat Politècnica de Catalunya, Barcelona, España, 2016.

GUTIÉRREZ, R.; PASSOS, F.; FERRER, I.; UGGETTI, E.; GARCÍA, J. Harvesting microalgae from wastewater treatment systems with natural flocculants: effect on biomass settling and biogas production. **Algal Research**, [S.L.], v. 9, p. 204-211, May. 2015. DOI 10.1016/j.algal.2015.03.010. Disponível em:

<http://dx.doi.org/10.1016/j.algal.2015.03.010>. Acesso em: 9 ago. 2023.

HANNOUCHE, A.; CHEBBO, G.; RUBAN, G.; TASSIN, B.; LEMAIRE, B. J.; JOANNIS, C. Relationship between turbidity and total suspended solids concentration within a combined sewer system. **Water Science And Technology**, [S.L.], v. 64, n. 12, p. 2445-2452, Dec. 2011. DOI 10.2166/wst.2011.779. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.2166/wst.2011.779>. Acesso em: 04 ago. 2023.

HELLER, L.; PÁDUA, V. L. **Abastecimento de água para consumo humano**. 2 ed. Vol. 1. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2010. 428 p.

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**, [S.L.], v. 55, n. 11, p. 193-200, June. 2007. DOI 10.2166/wst.2007.358. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.2166/wst.2007.358>. Acesso em: 3 abr. 2023.

HOLECHEK, J. L.; GELI, H. M. E.; SAWALHAH, M. N.; VALDEZ, R. A. global assessment: can renewable energy replace fossil fuels by 2050?. **Sustainability**, [S.L.], v. 14, n. 8, p. 4792, Apr. 2022. DOI 10.3390/su14084792. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.3390/su14084792>. Acesso em: 19 maio 2023.

HORROCKS, A. R.; ANAND, S. C. **Handbook of technical textiles**. 1. ed. Cambridge England: Woodhead Publishing Limited, 2000. 677 p.

INSTITUTO NACIONAL DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA – INCT: ETEs Sustentáveis. **Notícia CREA-MG**: Conselho Sedia 1º Fórum sobre reatores UASB aplicados ao tratamento de esgoto. INCT, 2018. Disponível em: <https://etes->

sustentaveis.org/noticia-crea-mg-conselho-sedia-1oforum-sobre-reatores-uasb-aplicados-ao-tratamento-de-esgoto/. Acesso em: 24 out. 2021.

ISIRAMEN, O. E.; BAHRI, P. A.; MOHEIMANI, N. R.; VADIVELLOO, A.; SHAYESTEH, H.; PARLEVLIT, D. A. Improving pH control and carbon dioxide utilisation efficiency in microalgae cultivation systems with the use of a Proportional-integral + dead-zone control strategy. **Bioresource Technology Reports**, [S.L.], v. 17, p. 100917, Feb. 2022. DOI 10.1016/j.biteb.2021.100917. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biteb.2021.100917>. Acesso em: 3 mar. 2023.

KISO, Y.; JUNG, Y.; ICHINARI, T.; PARK, M.; KITAO, T.; NISHIMURA, K.; MIN, K. Wastewater treatment performance of a filtration bio-reactor equipped with a mesh as a filter material. **Water Research**, [S.L.], v. 34, n. 17, p. 4143-4150, Dec. 2000. DOI 10.1016/s0043-1354(00)00201-3. Disponível em: [http://dx.doi.org/10.1016/s0043-1354\(00\)00201-3](http://dx.doi.org/10.1016/s0043-1354(00)00201-3). Acesso em: 29 mar. 2023.

LARAIB, N.; HUSSAIN, A.; JAVID, A.; NOOR, T.; AHMAD, Q.; CHAUDHARY, A.; MANZOOR, M.; AKMAL, M.; BUKHARI, S. M.; ALI, W. Recent trends in microalgal harvesting: an overview. **Environment, Development And Sustainability**, [S.L.], v. 24, n. 6, p. 8691-8721, Sept. 2021. DOI 10.1007/s10668-021-01805-2. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1007/s10668-021-01805-2>. Acesso em: 7 mar. 2023.

LEBLOND, G.; D'AOUST, P. M.; KINSLEY, C.; DELATOLLA, R. Wastewater lagoon solids, phosphorus, and algae removal using discfiltration. **Water Quality Research Journal**, [S.L.], v. 55, n. 4, p. 382-393, Oct. 2020. DOI 10.2166/wqrj.2020.013. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.2166/wqrj.2020.013>. Acesso em: 7 fev, 2022.

LEE, J.; CHO, D.; RAMANAN, R.; KIM, B.; OH, H.; KIM, H. Microalgae-associated bacteria play a key role in the flocculation of *Chlorella vulgaris*. **Bioresource Technology**, [S.L.], v. 131, p. 195-201, Mar. 2013. DOI 10.1016/j.biortech.2012.11.130. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2012.11.130>. Acesso em: 15 mar. 2023.

LEE, R. E. **Phycology**. 4 ed. New York: Cambridge University Press, 2008. 561 p.

LI, S.; HU, T.; XU, Y.; WANG, J.; CHU, R.; YIN, Z.; MO, F.; ZHU, L. A review on flocculation as an efficient method to harvest energy microalgae: mechanisms, performances, influencing factors and perspectives. **Renewable And Sustainable Energy Reviews**, [S.L.], v. 131, p. 110005, Oct. 2020. DOI 10.1016/j.rser.2020.110005. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2020.110005>. Acesso em: 13 mar. 2023.

LODERER, C.; WÖRLE, A.; FUCHS, W. Influence of different mesh filter module configurations on effluent quality and long-term filtration performance. **Environmental Science & Technology**, [S.L.], v. 46, n. 7, p. 3844-3850, Mar. 2012. DOI 10.1021/es204636s. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1021/es204636s>. Acesso em: 19 jun. 2023.

LUND, J. W. G.; KIPLING, C.; LE CREN, E. D. The inverted microscope method of estimating algal numbers and the statistical basis of estimations by counting.

Hydrobiologia, [S.L.], v. 11, n. 2, p. 143-170, Apr. 1958. DOI 10.1007/bf00007865. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1007/bf00007865>. Acesso em: 02 jun. 2023.

MARKOU, G.; NERANTZIS, E. Microalgae for high-value compounds and biofuels production: a review with focus on cultivation under stress conditions.

Biotechnology Advances, [S.L.], v. 31, n. 8, p. 1532-1542, Dec. 2013. DOI 10.1016/j.biotechadv.2013.07.011. Disponível em:

<http://dx.doi.org/10.1016/j.biotechadv.2013.07.011>. Acesso em: 19 maio 2023.

MATA, T. M.; MARTINS, A. A.; CAETANO, N. S. Microalgae for biodiesel production and other applications: a review. **Renewable And Sustainable Energy Reviews**, [S.L.], v. 14, n. 1, p. 217-232, Jan. 2010. DOI 10.1016/j.rser.2009.07.020. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2009.07.020>. Acesso em: 20 abr. 2023.

MEHRABADI, A.; CRAGGS, R.; FARID, M. M. Wastewater treatment high rate algal ponds (WWT HRAP) for low-cost biofuel production. **Bioresource Technology**, [S.L.], v. 184, p. 202-214, May. 2015. DOI 10.1016/j.biortech.2014.11.004.

Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2014.11.004>. Acesso em: 6 jan. 2022.

MEHRABADI, A.; FARID, M. M.; CRAGGS, R. Effect of CO₂ addition on biomass energy yield in wastewater treatment high rate algal mesocosms. **Algal Research**, [S.L.], v. 22, p. 93-103, Mar. 2017. DOI 10.1016/j.algal.2016.12.010. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.algal.2016.12.010>. Acesso em: 1 jul. 2023.

MEHRABADI, A.; FARID, M. M.; CRAGGS, R. Variation of biomass energy yield in wastewater treatment high rate algal ponds. **Algal Research**, [S.L.], v. 15, p. 143-151, Apr. 2016. DOI 10.1016/j.algal.2016.02.016. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.algal.2016.02.016>. Acesso em: 6 jan. 2022.

MINAS GERAIS. Deliberação Normativa COPAM-CERH nº 8, de 21 de novembro de 2022. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Minas Gerais**: Diário do Executivo, Belo Horizonte, 02 de dez. de 2022. Disponível em:

<http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=56521>. Acesso em: 06 jan. 2023.

MONTEMEZZANI, V.; DUGGAN, I. C.; HOGG, I. D.; CRAGGS, R. J. Zooplankton community influence on seasonal performance and microalgal dominance in wastewater treatment High Rate Algal Ponds. **Algal Research**, [S.L.], v. 17, p. 168-184, July. 2016. DOI 10.1016/j.algal.2016.04.014. Disponível em:

<http://dx.doi.org/10.1016/j.algal.2016.04.014>. Acesso em: 07 nov. 2023.

MORAIS JUNIOR, W. G.; GORGICH, M.; CORRÊA, P. S.; MARTINS, A. A.; MATA, T. M.; CAETANO, N. S. Microalgae for biotechnological applications: cultivation, harvesting and biomass processing. **Aquaculture**, [S.L.], v. 528, p. 735562, Nov. 2020. DOI 10.1016/j.aquaculture.2020.735562. Disponível em:

<http://dx.doi.org/10.1016/j.aquaculture.2020.735562>. Acesso em: 20 abr. 2023.

MUÑOZ, R.; GUIEYSSE, B. Algal–bacterial processes for the treatment of hazardous contaminants: a review. **Water Research**, [S.L.], v. 40, n. 15, p. 2799-2815, Aug. 2006. DOI 10.1016/j.watres.2006.06.011. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2006.06.011>. Acesso em 27 ago. 2021.

MUSSATTO, S. I.; DRAGONE, G.; GUIMARÃES, P. M. R.; SILVA, J. P. A.; CARNEIRO, L. M.; ROBERTO, I. C.; VICENTE, A.; DOMINGUES, L.; TEIXEIRA, J. A. Technological trends, global market, and challenges of bio-ethanol production. **Biotechnology Advances**, [S.L.], v. 28, n. 6, p. 817-830, Nov. 2010. DOI 10.1016/j.biotechadv.2010.07.001. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biotechadv.2010.07.001>. Acesso em: 14 jan. 2023.

NANDA, S.; RANA, R.; SARANGI, P. K.; DALAI, A. K.; KOZINSKI, J. A. A Broad Introduction to First-, Second-, and Third-Generation Biofuels. **Recent Advancements In Biofuels And Bioenergy Utilization**, [S.L.], p. 1-25, 2018. DOI 10.1007/978-981-13-1307-3_1. Disponível em: http://dx.doi.org/10.1007/978-981-13-1307-3_1. Acesso em: 19 maio 2023.

NAZARI, M. T.; FREITAG, J. F.; CAVANHI, V. A. F.; COLLA, L. M. Microalgae harvesting by fungal-assisted bioflocculation. **Reviews In Environmental Science And Bio/Technology**, [S.L.], v. 19, n. 2, p. 369-388, Mar. 2020. DOI 10.1007/s11157-020-09528-y. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1007/s11157-020-09528-y>. Acesso em: 13 mar. 2023.

NGUYEN, T. D. P.; LE, T. van A.; SHOW, P. L.; NGUYEN, T. T.; TRAN, M. H.; TRAN, T. N. T.; LEE, S. Y. Bioflocculation formation of microalgae-bacteria in enhancing microalgae harvesting and nutrient removal from wastewater effluent. **Bioresource Technology**, [S.L.], v. 272, p. 34-39, Jan. 2019. DOI 10.1016/j.biortech.2018.09.146. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2018.09.146>. Acesso em: 20 abr. 2023.

NOT, F.; SIANO, R.; KOOISTRA, W. H.C.F.; SIMON, N.; VAULOT, D.; PROBERT, I. Diversity and Ecology of Eukaryotic Marine Phytoplankton. **Advances In Botanical Research**, [S.L.], v. 64, p. 1-53, 2012. DOI 10.1016/b978-0-12-391499-6.00001-3. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/b978-0-12-391499-6.00001-3>. Acesso em: 07 nov. 2023.

NOYOLA, A.; PADILLA-RIVERA, A.; MORGAN-SAGASTUME, J. M.; GÜERECA, L. P.; HERNÁNDEZ-PADILLA, F. Typology of municipal wastewater treatment technologies in Latin America. **Clean - Soil, Air, Water**, [S.L.], v. 40, n. 9, p. 926-932, Sept. 2012. DOI 10.1002/clen.201100707. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1002/clen.201100707>. Acesso em: 20 nov. 2021.

ONYEAKA, H.; MIRI, T.; OBIKEKE, K.; HART, A.; ANUMUDU, C.; AL-SHARIFY, Z. T. Minimizing carbon footprint via microalgae as a biological capture. **Carbon Capture Science & Technology**, [S.L.], v. 1, p. 100007, Dec. 2021. DOI 10.1016/j.ccst.2021.100007. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ccst.2021.100007>. Acesso em: 07 nov. 2023.

OSWALD, W. J.; GOLUEKE, C. G. Biological transformation of solar energy. **Advances In Applied Microbiology**, [S.L.], v.2, p. 223-262, 1960. DOI 10.1016/s0065-2164(08)70127-8. Disponível em: [http://dx.doi.org/10.1016/s0065-2164\(08\)70127-8](http://dx.doi.org/10.1016/s0065-2164(08)70127-8). Acesso em: 27 ago. 2023.

OSWALD, W. J.; GOTAAS, H. B. Photosynthesis in Sewage Treatment. **Transactions Of The American Society Of Civil Engineers**, [S.L.], v. 122, n. 1, p. 73-97, Jan. 1957. DOI 10.1061/taceat.0007483. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1061/taceat.0007483>. Acesso em: 20 nov. 2021.

OSWALD, W. J. Large-scale algal culture systems (engineering aspects) In: Borowitzka, M. A.; Borowitzka L. J. (Org.). **Micro-algal biotechnology**. Cambridge: Cambridge University Press, p. 357-394. 1988.

PAHL, S. L.; LEE, A. K.; KALAITZIDIS, T.; ASHMAN, P. J.; SATHE, S.; LEWIS, D. M. Harvesting, thickening and dewatering microalgae biomass. **Algae For Biofuels And Energy**, [S.L.], p. 165-185, 2013. DOI 10.1007/978-94-007-5479-9_10. Disponível em: http://dx.doi.org/10.1007/978-94-007-5479-9_10. Acesso em: 12 mar. 2023.

PARK, B. K. **Enhancing harvestable algal biomass production in wastewater treatment high rate algal ponds by recycling**. 2013. 179 p. Thesis (Doctor of Philosophy in Environmental Engineering) - Massey University, Palmerston North, New Zealand, 2013.

PARK, J. B. K.; CRAGGS, R. J. Nutrient removal in wastewater treatment high rate algal ponds with carbon dioxide addition. **Water Science And Technology**, [S.L.], v. 63, n. 8, p. 1758-1764, Apr. 2011. DOI 10.2166/wst.2011.114. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.2166/wst.2011.114>. Acesso em: 1 out. 2021.

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**, [S.L.], v. 61, n. 3, p. 633-639, Feb. 2010. DOI 10.2166/wst.2010.951. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.2166/wst.2010.951>. Acesso em: 1 nov. 2021.

PARK, J. B. K.; CRAGGS, R. J.; SHILTON, A. N. Enhancing biomass energy yield from pilot-scale high rate algal ponds with recycling. **Water Research**, [S.L.], v. 47, n. 13, p. 4422-4432, Sept. 2013. DOI 10.1016/j.watres.2013.04.001. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2013.04.001>. Acesso em: 1 out. 2021.

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**, [S.L.], v. 45, n. 20, p. 6637-6649, Dec. 2011. DOI 10.1016/j.watres.2011.09.042. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2011.09.042>. Acesso em: 5 out. 2021.

PARK, J. B. K.; CRAGGS, R. J.; SHILTON, A. N. Wastewater treatment high rate algal ponds for biofuel production. **Bioresource Technology**, [S.L.], v. 102, n. 1, p. 35-42, Jan. 2011. DOI 10.1016/j.biortech.2010.06.158. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2010.06.158>. Acesso em: 5 out. 2021.

RADA-ARIZA, A. M.; FREDY, D.; LOPEZ-VAZQUEZ, C. M.; STEEN, N. P. van Der; LENS, P. N. L. Ammonium removal mechanisms in a microalgal-bacterial sequencing-batch photobioreactor at different solids retention times. **Algal Research**, [S.L.], v. 39, p. 101468, May. 2019. DOI 10.1016/j.algal.2019.101468. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.algal.2019.101468>. Acesso em: 20 maio 2023.

RANDRIANARISON, G.; ASHRAF, M. A. Microalgae: a potential plant for energy production. **Geology, Ecology, And Landscapes**, [S.L.], v. 1, n. 2, p. 104-120, Apr. 2017. DOI 10.1080/24749508.2017.1332853. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1080/24749508.2017.1332853>. Acesso em: 25 abr. 2023.

RANJAN, S.; GUPTA, P. K.; GUPTA, S. K. Comprehensive evaluation of high-rate algal ponds: wastewater treatment and biomass production. **Application Of Microalgae In Wastewater Treatment**, [S.L.], p. 531-548, 2019. DOI 10.1007/978-3-030-13909-4_22. Disponível em: http://dx.doi.org/10.1007/978-3-030-13909-4_22. Acesso em: 20 dez. 2021.

RAO, N. R. H.; HENDERSON, R. K. Unit operations applied for microalgae-based solid-liquid separation. **3Rd Generation Biofuels**, [S.L.], p. 175-212, 2022. DOI 10.1016/b978-0-323-90971-6.00015-2. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/b978-0-323-90971-6.00015-2>. Acesso em: 9 maio 2023.

REIS, H. F. A. F.; PEREIRA, E. L. LATS como sistemas sustentáveis para tratamento de efluentes e geração de matéria-prima para produção de energia. **Revista Dae**, [S.L.], v. 68, n. 225, p. 93-107, Ago. 2020. DOI 0.36659/dae.2020.055. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.36659/dae.2020.055>. Acesso em: 15 jan. 2021.

REN, X.; SHON, H. K.; JANG, N.; LEE, Y. G.; BAE, M.; LEE, J.; CHO, K.; KIM, I. S. Novel membrane bioreactor (MBR) coupled with a nonwoven fabric filter for household wastewater treatment. **Water Research**, [S.L.], v. 44, n. 3, p. 751-760, Feb. 2010. DOI 10.1016/j.watres.2009.10.013. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2009.10.013>. Acesso em: 24 maio 2023.

RICHMOND, A. **Handbook of microalgal culture: biotechnology and applied phycology**. 1 ed. Oxford, OX, UK; Ames, Iowa, USA :Blackwell Science, 2004. 577 p.

ROBLES, Á.; CAPSON-TOJO, G.; GALES, A.; VIRUELA, A.; SIALVE, B.; SECO, A.; STEYER, J.; FERRER, J. Performance of a membrane-coupled high-rate algal pond for urban wastewater treatment at demonstration scale. **Bioresource Technology**, [S.L.], v. 301, p. 122672, Apr. 2020. DOI 10.1016/j.biortech.2019.122672. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122672>. Acesso em: 26 ago. 2023.

RODRÍGUEZ-MIRANDA, E.; ACIÉN, F. G.; GUZMÁN, J. L.; BERENGUEL, M.; VISIOLI, A. A new model to analyze the temperature effect on the microalgae performance at large scale raceway reactors. **Biotechnology And Bioengineering**, [S.L.], v. 118, n. 2, p. 877-889, Nov. 2020. DOI 10.1002/bit.27617. Disponível em <http://dx.doi.org/10.1002/bit.27617>. Acesso em: 16 maio 2023.

ROSA-MACHADO, A. T.; VASSALLE, L.; TORRES-FRANCO, A. F.; SANTOS, M. de L. F. dos; MOTA, C. R. Nota Técnica 5 – Lagoas de alta taxa como opção viável para o tratamento de esgoto sanitário no contexto brasileiro. **Cadernos Técnicos Engenharia Sanitária e Ambiental**, [S.L.], v. 2, n. 3, p. 59-71, 2022. DOI 10.5327/276455760203005. Disponível em:

<http://dx.doi.org/10.5327/276455760203005>. Acesso em: 2 maio 2023.

SANDBANK, E.; SHELEF, G. Harvesting of algae from high-rate ponds by flocculation-flotation. **Water Science And Technology**, [S.L.], v. 19, n. 12, p. 257-263, Dec.1987. DOI 10.2166/wst.1987.0154. Disponível em:

<http://dx.doi.org/10.2166/wst.1987.0154>. Acesso em: 27 ago. 2023.

SANTIAGO, A. F. **Avaliação do desempenho de lagoas de alta taxa no tratamento de esgoto pré-desinfectado submetidas a diferentes níveis de radiação solar**. 2013. 159 f. Tese (Doutorado) – Curso de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2013.

SANTIAGO, A. F.; CALIJURI, M. L.; ASSEMANY, P. P.; CALIJURI, M. do C.; REIS, A. J. D. dos. Algal biomass production and wastewater treatment in high rate algal ponds receiving disinfected effluent. **Environmental Technology**, [S.L.], v. 34, n. 13-14, p. 1877-1885, July. 2013. DOI 10.1080/09593330.2013.812670. Disponível em:

<http://dx.doi.org/10.1080/09593330.2013.812670>. Acesso em: 4 maio 2023.

SCOTT, K. **Handbook of industrial membranes**. 2.ed. Oxford: Elsevier Science, 1995. 904 p.

SEMBIRING, E.; MAHAPATI, W. O. S. W.; HIDAYAT, S. Microplastics particle size affects cloth filter performance. **Journal Of Water Process Engineering**, [S.L.], v. 42, p. 102166, Aug. 2021. DOI 10.1016/j.jwpe.2021.102166. Disponível em:

<http://dx.doi.org/10.1016/j.jwpe.2021.102166>. Acesso em: 24 maio 2023.

SHEEHAN, J.; DUNAHAY, T.; BENEMANN, J.; ROESSLER, P. **A Look back at the US Department of Energy's Aquatic Species Program: biodiesel from algae**. Close-Out report. Golden, Colorado, U.S. A: National Renewable Energy Lab, Department of Energy. Report number NREL/TP-580- 24190. 1998. 328 p.

SHEN, Y.; YUAN, W.; PEI, Z. J.; WU, Q.; MAO, E. Microalgae mass production methods. **Transactions Of The Asabe**, [S.L.], v. 52, n. 4, p. 1275-1287, 2009. DOI 10.13031/2013.27771. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.13031/2013.27771>. Acesso em: 5 jun. 2023.

SHUKLA, S. K.; THANIKAL, J. V.; HAOUECH, L.; PATIL, S. G.; KUMAR, V. Critical evaluation of algal biofuel production processes using wastewater. **Algal Biofuels**, [S.L.], p. 189-225, 2017. DOI 10.1007/978-3-319-51010-1_10. Disponível em: http://dx.doi.org/10.1007/978-3-319-51010-1_10. Acesso em: 18 maio 2023.

SINGH, G.; PATIDAR, S. K. Microalgae harvesting techniques: a review. **Journal Of Environmental Management**, [S.L.], v. 217, p. 499-508, July. 2018. DOI 10.1016/j.jenvman.2018.04.010. Disponível em:

<http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.04.010>. Acesso em: 9 mar. 2023.

SIWILA, S.; BRINK, I. C. Low cost drinking water treatment using nonwoven engineered and woven cloth fabrics. **Journal Of Water And Health**, [S.L.], v. 17, n. 1, p. 98-112, Dec. 2018. DOI 10.2166/wh.2018.226. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.2166/wh.2018.226>. Acesso em: 9 maio 2023.

SMITH, B. T.; DAVIS, R. H. Particle concentration using inclined sedimentation via sludge accumulation and removal for algae harvesting. **Chemical Engineering Science**, [S.L.], v. 91, p. 79-85, Mar. 2013. DOI 10.1016/j.ces.2013.01.007. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ces.2013.01.007>. Acesso em: 15 fev. 2023.

SUALI, E.; SARBATLY, R. Conversion of microalgae to biofuel. **Renewable And Sustainable Energy Reviews**, [S.L.], v. 16, n. 6, p. 4316-4342, Aug. 2012. DOI 10.1016/j.rser.2012.03.047. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2012.03.047>. Acesso em: 24 abr. 2023.

SUPARMANIAM, U.; LAM, M. K.; UEMURA, Y.; LIM, J. W.; LEE, K. T.; SHUIT, S. H. Insights into the microalgae cultivation technology and harvesting process for biofuel production: a review. **Renewable And Sustainable Energy Reviews**, [S.L.], v. 115, p. 109361, Nov. 2019. DOI 10.1016/j.rser.2019.109361. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2019.109361>. Acesso em: 28 maio 2022.

SUTHERLAND, D. L.; HOWARD-WILLIAMS, C.; TURNBULL, M. H.; BROADY, P. A.; CRAGGS, R. J. The effects of CO₂ addition along a pH gradient on wastewater microalgal photo-physiology, biomass production and nutrient removal. **Water Research**, [S.L.], v. 70, p. 9-26, Mar. 2015. DOI 10.1016/j.watres.2014.10.064. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2014.10.064>. Acesso em: 02 ago. 2023.

SUTHERLAND, D. L.; RALPH, P. J. 15 years of research on wastewater treatment high rate algal ponds in New Zealand: discoveries and future directions. **New Zealand Journal Of Botany**, [S.L.], v. 58, n. 4, p. 334-357, May. 2020. DOI 10.1080/0028825x.2020.1756860. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1080/0028825x.2020.1756860>. Acesso em: 15 dez. 2022.

SUTHERLAND, D. L.; RALPH, P. J. Shortening hydraulic retention time through effluent recycling: impacts on wastewater treatment and biomass production in microalgal treatment systems. **Journal Of Applied Phycology**, [S.L.], v. 33, n. 6, p. 3873-3884, Aug. 2021. DOI 10.1007/s10811-021-02573-2. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1007/s10811-021-02573-2>. Acesso em: 5 jan. 2021.

SUTHERLAND, D. L.; TURNBULL, M. H.; CRAGGS, R. J. Increased pond depth improves algal productivity and nutrient removal in wastewater treatment high rate algal ponds. **Water Research**, [S.L.], v. 53, p. 271-281, Apr. 2014. DOI 10.1016/j.watres.2014.01.025. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2014.01.025>. Acesso em: 4 maio 2023.

SUTHERLAND, K. **Filters and Filtration Handbook**. 5. ed. Massachusetts: Elsevier, 2008. 536 p.

TAN, J. S.; LEE, S. Y.; CHEW, K. W.; LAM, M. K.; LIM, J. W.; HO, S.; SHOW, P. L. A review on microalgae cultivation and harvesting, and their biomass extraction processing using ionic liquids. **Bioengineered**, [S.L.], v. 11, n. 1, p. 116-129, Jan. 2020. DOI 10.1080/21655979.2020.1711626. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1080/21655979.2020.1711626>. Acesso em: 25 abr. 2023.

TORRES-FRANCO, A. F.; FIGUEREDO, C. C.; BARROS, L.; GÜCKER, B.; BOËCHAT, I.G.; MUÑOZ, R.; MOTA, C. R. Assessment of a deep, LED-enhanced high-rate algal pond for the treatment of digestate. **Algal Research**, [S.L.], v. 59, p. 102444, Nov. 2021. DOI 10.1016/j.algal.2021.102444. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.algal.2021.102444>. Acesso em: 23 jul. 2023.

TYAGI, R. D.; COUILLARD, D. Toxic effects of inhibitors in biological wastewater treatment processes. **The Canadian Journal Of Chemical Engineering**, [S.L.], v. 66, n. 1, p. 97-106, Feb. 1988. DOI 10.1002/cjce.5450660114. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1002/cjce.5450660114>. Acesso em: 3 maio 2023.

UGGETTI, E.; SIALVE, B.; HAMELIN, J.; BONNAFOUS, A.; STEYER, J. CO₂ addition to increase biomass production and control microalgae species in high rate algal ponds treating wastewater. **Journal Of CO₂ Utilization**, [S.L.], v. 28, p. 292-298, Dec. 2018. DOI 10.1016/j.jcou.2018.10.009. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jcou.2018.10.009>. Acesso em: 4 maio 2023.

UMMALYMA, S. B.; GNANSOUNOU, E.; SUKUMARAN, R. K.; SINDHU, R.; PANDEY, A.; SAHOO, D. Bioflocculation: an alternative strategy for harvesting of microalgae: an overview. **Bioresource Technology**, [S.L.], v. 242, p. 227-235, Oct. 2017. DOI 10.1016/j.biortech.2017.02.097. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2017.02.097>. Acesso em: 14 mar. 2023.

VALIGORE, J. M. **Microbial (Microalgal-Bacterial) Biomass Grown on Municipal Wastewater for Sustainable Biofuel Production**. 2011. 164 p. Thesis (Doctor of Philosophy in Civil and Natural Resources Engineering) - University of Canterbury, New Zealand, 2011.

VALIGORE, J. M.; GOSTOMSKI, P. A.; WAREHAM, D. G.; O'SULLIVAN, A. D. Effects of hydraulic and solids retention times on productivity and settleability of microbial (microalgal-bacterial) biomass grown on primary treated wastewater as a biofuel feedstock. **Water Research**, [S.L.], v. 46, n. 9, p. 2957-2964, June. 2012. DOI 10.1016/j.watres.2012.03.023. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2012.03.023>. Acesso em: 2 jul. 2023.

VASSALLE, L.; DÍEZ-MONTERO, R.; MACHADO, A. T. R.; MOREIRA, C.; FERRER, I.; MOTA, C. R.; PASSOS, F. Upflow anaerobic sludge blanket in microalgae-based sewage treatment: co-digestion for improving biogas production. **Bioresource Technology**, [S.L.], v. 300, p. 122677, Mar. 2020a. DOI 10.1016/j.biortech.2019.122677. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122677>. Acesso em: 11 fev. 2022.

VASSALLE, L.; GARCÍA-GALÁN, M. J.; AQUINO, S. F.; AFONSO, R. J. de C. F.; FERRER, I.; PASSOS, F.; MOTA, C. R. Can high rate algal ponds be used as post-

treatment of UASB reactors to remove micropollutants? **Chemosphere**, [S.L.], v. 248, p. 125969, June. 2020b. DOI 10.1016/j.chemosphere.2020b.125969. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.125969>. Acesso em: 12 ago. 2023.

VASSALLE, L.; PASSOS, F.; ROSA-MACHADO, A. T.; MOREIRA, C.; REIS, M.; FREITAS, M. P. de; FERRER, I.; MOTA, C. R. The use of solar pre-treatment as a strategy to improve the anaerobic biodegradability of microalgal biomass in co-digestion with sewage. **Chemosphere**, [S.L.], v. 286, p. 131929, Jan. 2022. DOI 10.1016/j.chemosphere.2021.131929. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131929>. Acesso em: 12 ago. 2023.

VASSALLE, L.; ROSA-MACHADO, A. T.; MOTA, C. R.; FERRER, I.; PASSOS, F. Avaliação das Lagoas de Alta Taxa pós-tratando esgoto doméstico de reatores UASB em vistas à qualidade do efluente e codigestão anaeróbia. **RedBioLAC**, v. 5, p. 48-54, 2021.

VON SPERLING, M. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4 ed. Vol. 1. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2014. 472 p.

VON SPERLING, M. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. **Lodos Ativado**. 4 ed. Vol. 4. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2016. 461 p.

XIAO, G. **Some structural features of biomass in a hybrid reactor**. 2004. 130 p. Thesis (Master of Applied Science) - University of Toronto, Toronto, 2004.

XIN, L.; HONG-YING, H.; KE, G.; YING-XUE, S. Effects of different nitrogen and phosphorus concentrations on the growth, nutrient uptake, and lipid accumulation of a freshwater microalga *Scenedesmus sp.* **Bioresource Technology**, [S.L.], v. 101, n. 14, p. 5494-5500, July. 2010. DOI 10.1016/j.biortech.2010.02.016. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2010.02.016>. Acesso em: 3 abr. 2023.

XU, Z.; WANG, H.; CHENG, P.; CHANG, T.; CHEN, P.; ZHOU, C.; RUAN, R. Development of integrated culture systems and harvesting methods for improved algal biomass productivity and wastewater resource recovery: a review. **Science Of The Total Environment**, [S.L.], v. 746, p. 141039, Dec. 2020. DOI 10.1016/j.scitotenv.2020.141039. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141039>. Acesso em: 5 fev. 2022.

YAAKOB, M. A.; MOHAMED, R. M. S. R.; AL-GHEETHI, A.; GOKARE, R. A.; AMBATI, R. R. Influence of nitrogen and phosphorus on microalgal growth, biomass, lipid, and fatty acid production: an overview. **Cells**, [S.L.], v. 10, n. 2, p. 393, Feb. 2021. DOI 10.3390/cells10020393. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.3390/cells10020393>. Acesso em: 20 maio 2023.

YANG, L.; ZHANG, H.; CHENG, S.; ZHANG, W.; ZHANG, X. Enhanced microalgal harvesting using microalgae-derived extracellular polymeric substance as flocculation aid. **Acs Sustainable Chemistry & Engineering**, [S.L.], v. 8, n. 10, p. 4069-4075,

Feb. 2020. DOI 10.1021/acssuschemeng.9b06156. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1021/acssuschemeng.9b06156>. Acesso em: 25 maio 2023.

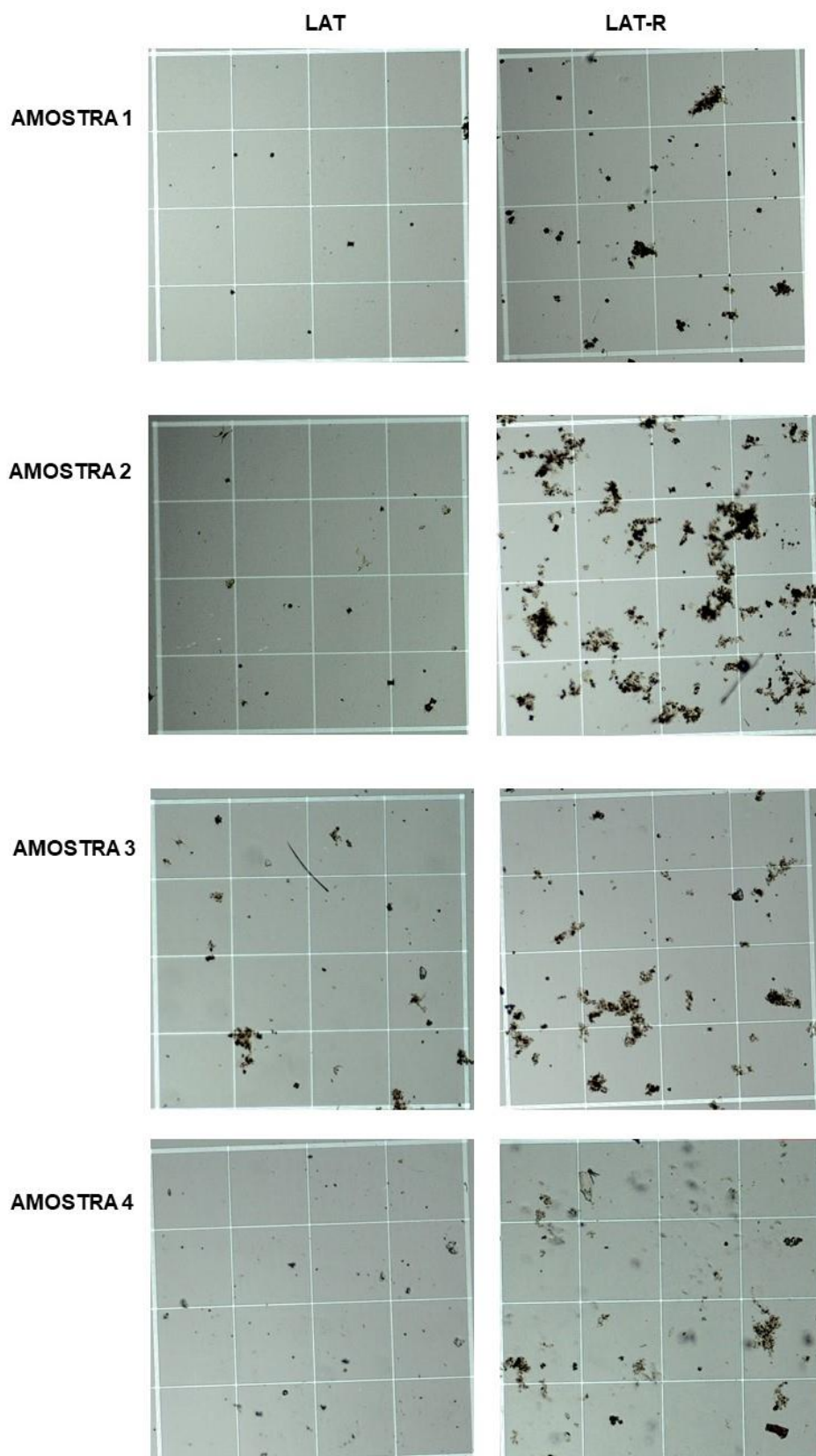
YOUNG, P.; TAYLOR, M.; FALLOWFIELD, H. J. Mini-review: high rate algal ponds, flexible systems for sustainable wastewater treatment. **World Journal Of Microbiology And Biotechnology**, [S.L.], v. 33, n. 6, p. 1-13, May. 2017. DOI 10.1007/s11274-017-2282-x. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1007/s11274-017-2282-x>. Acesso em: 19 jan. 2022.

ZAHID, W. M.; EL-SHAFI, S. A. Use of cloth-media filter for membrane bioreactor treating municipal wastewater. **Bioresource Technology**, [S.L.], v. 102, n. 3, p. 2193-2198, Feb. 2011. DOI 10.1016/j.biortech.2010.09.116. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2010.09.116>. Acesso em: 24 maio 2023.

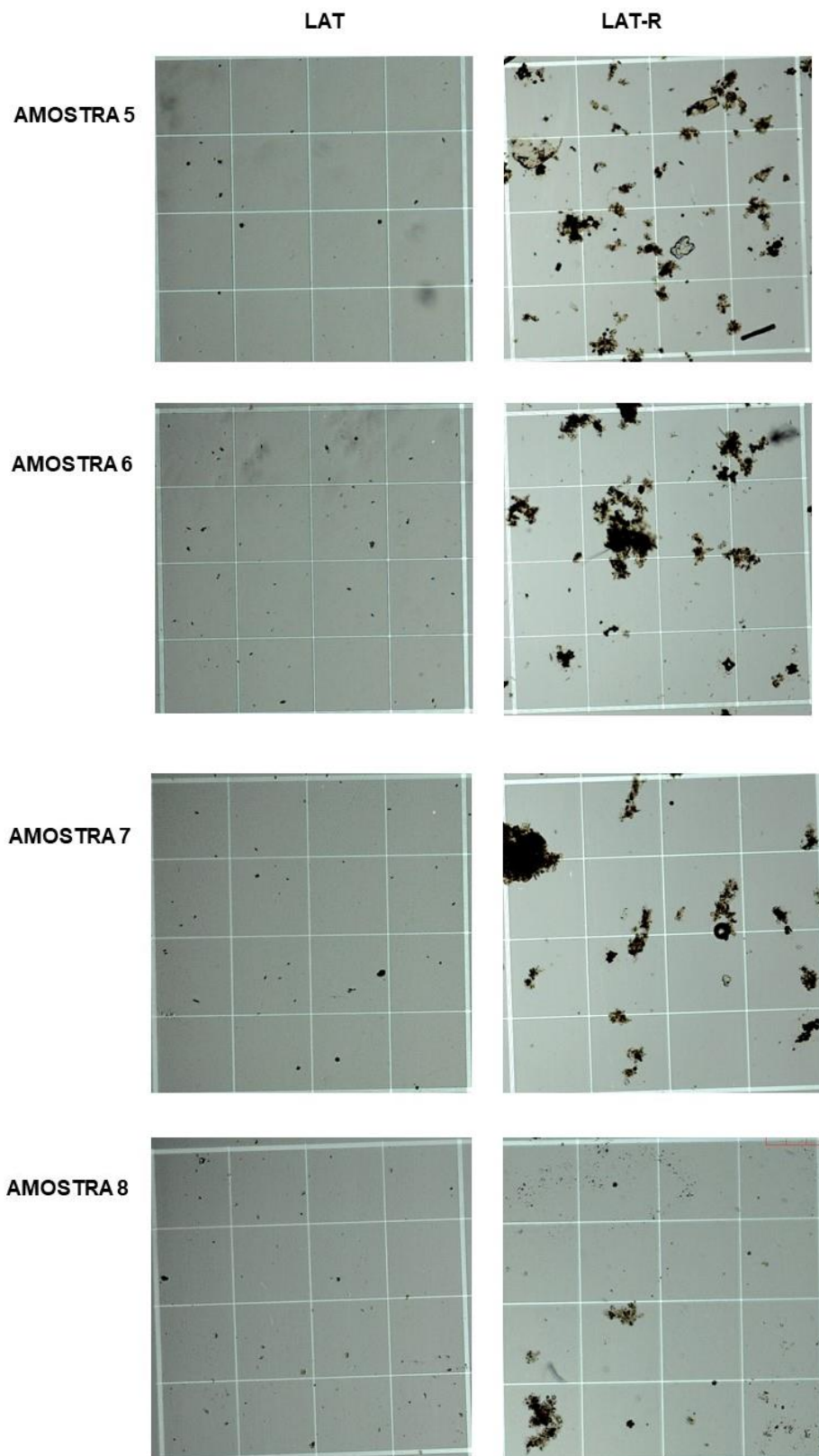
ZERIN, I.; DUTTA, E. A Review article on applications of filter cloth. **International Journal of Clothing Science**, [S.L.], v. 5, n. 1, p. 1-6, 2018.

ZHU, L. Microalgal culture strategies for biofuel production: a review. **Biofuels, Bioproducts And Biorefining**, [S.L.], v. 9, n. 6, p. 801-814, Aug. 2015. DOI 10.1002/bbb.1576. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1002/bbb.1576>. Acesso em: 18 maio 2023.

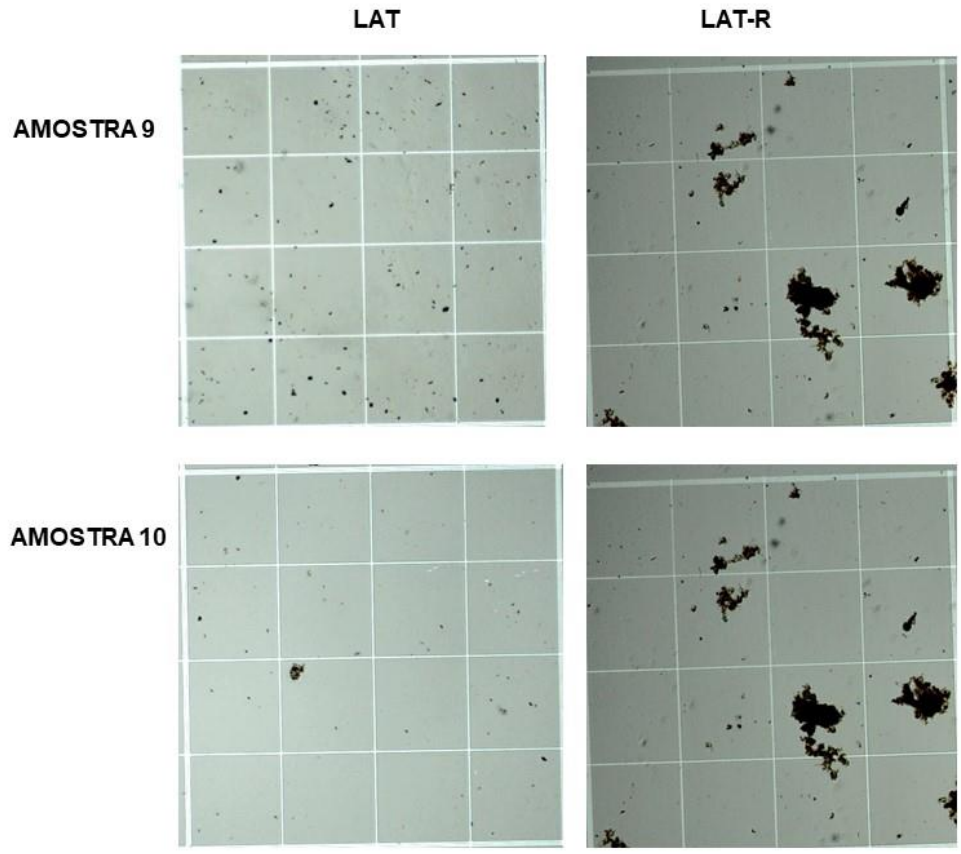
APÊNDICE A – Fotomicrografias (objetiva de 10x) de alguns dos campos da câmara de Neubauer de amostras de 10 (dez) dias distintos do sistema com e sem recirculação da biomassa algal



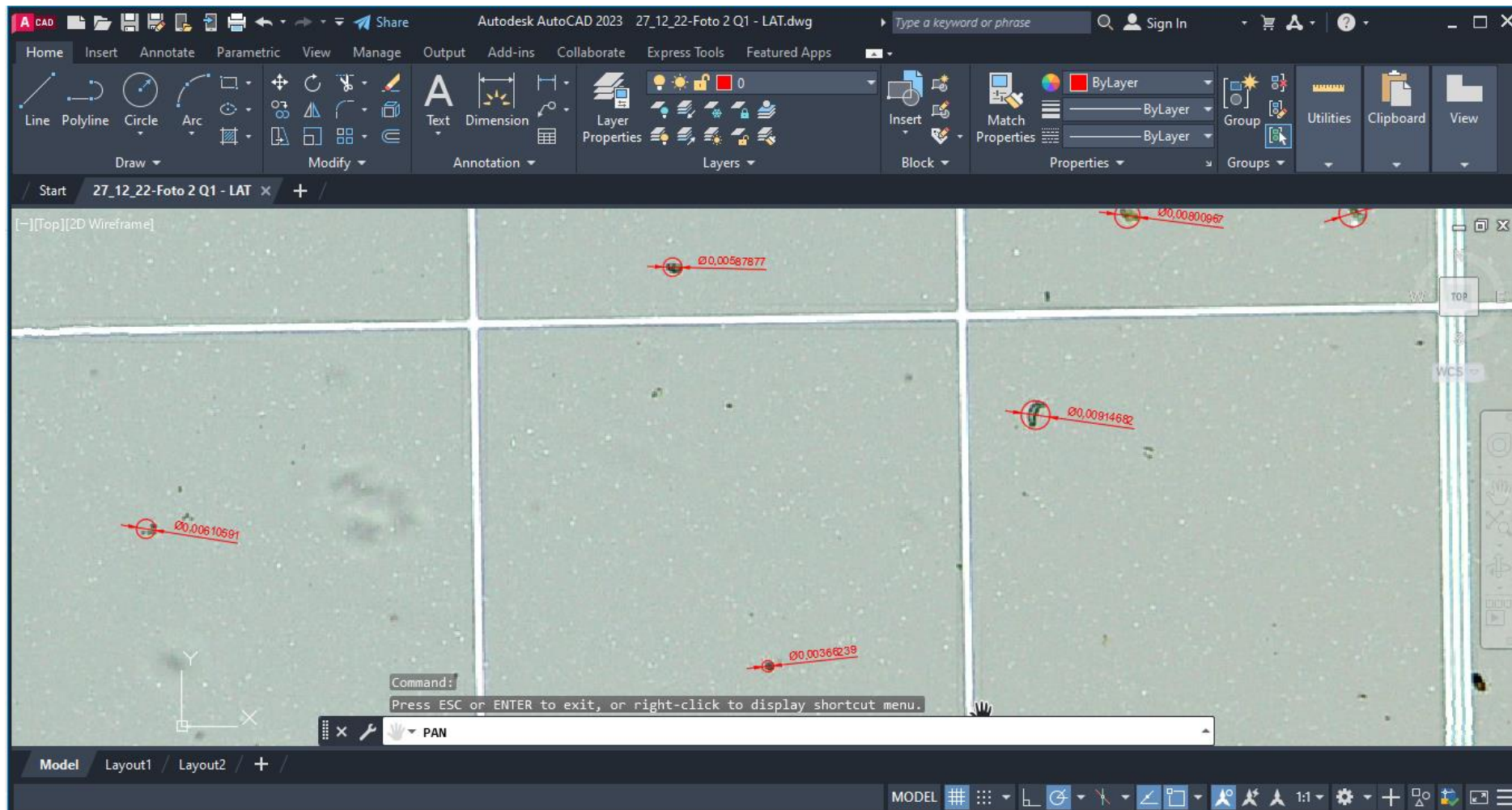
APÊNDICE A – Fotomicrografias (objetiva de 10x) de alguns dos campos da câmara de Neubauer de amostras de 10 (dez) dias distintos do sistema com e sem recirculação da biomassa algal



APÊNDICE A – Fotomicrografias (objetiva de 10x) de alguns dos campos da câmara de Neubauer de amostras de 10 (dez) dias distintos do sistema com e sem recirculação da biomassa algal

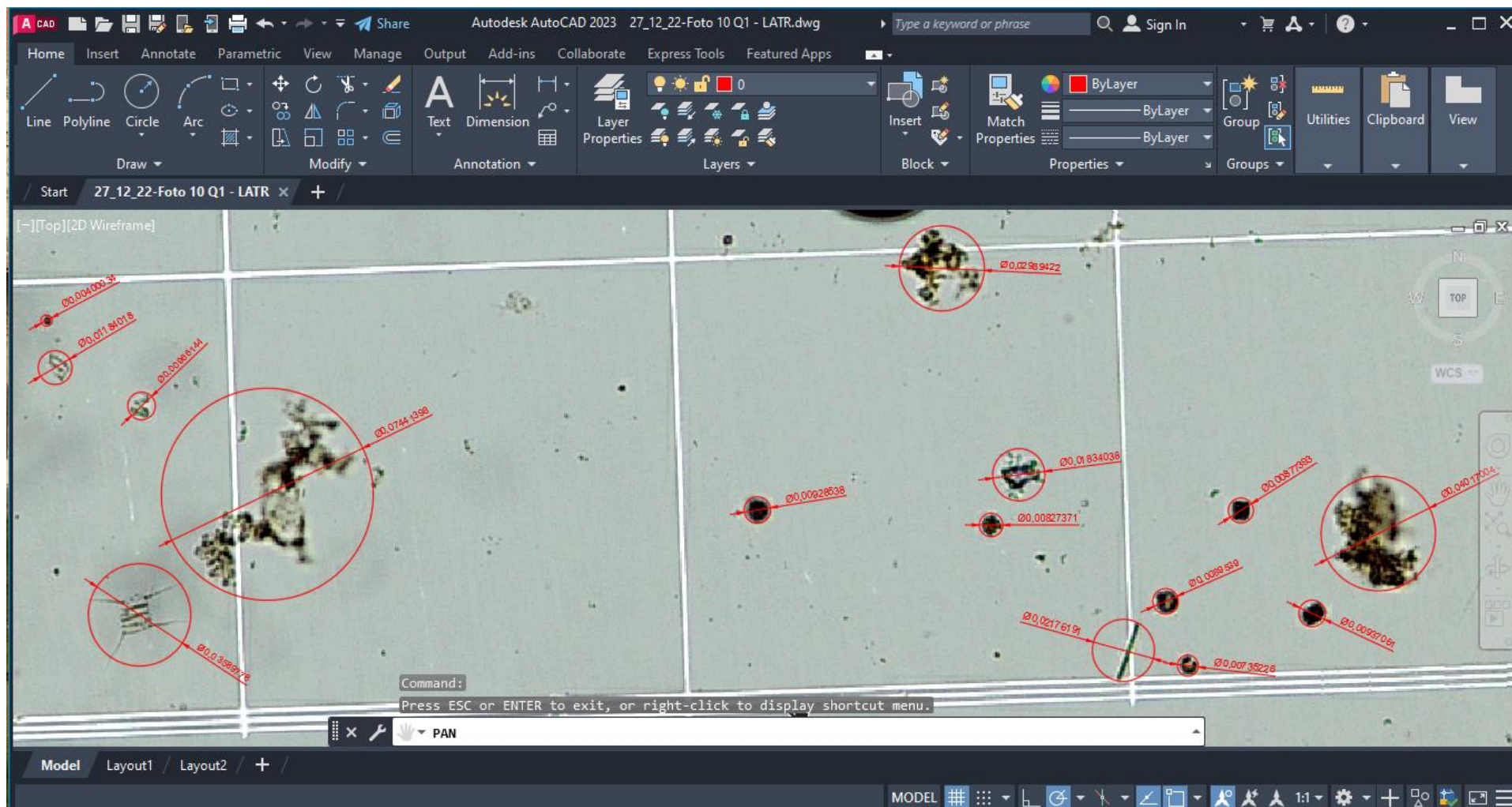


APÊNDICE B – Realização das medições das microalgas por meio das fotomicrografias (objetiva de 10x) de microscópio óptico, com a utilização do software AUTOCAD (a) LAT, e (b) LAT-R



(a)

APÊNDICE B – Realização das medições das microalgas por meio das fotomicrografias (objetiva de 10x) de microscópio óptico, com a utilização do software AUTOCAD (a) LAT, e (b) LAT-R



(b)